

SUPPLEMENT
zu Faunistisch-Ökologische
Mitteilungen

**Verbundfunktion
von Straßenrandökosystemen**



Faunistisch-Ökologische Mitteilungen
Supplement 9

Herausgegeben im Auftrage der Faunistisch-Ökologischen Arbeitsgemeinschaft
von B. Heydemann, W. Hofmann und U. Irmeler
Zoologisches Institut und Museum der Universität Kiel
Kiel, Dezember 1990

Verbundfunktion von Straßenrandökosystemen

Redaktion:
Eva M. Hugensch

Titelbild:

Untersuchungsgebiet am Straßenrand in der Holsteinischen Vorgeest:
B 430 bei Hohenwestedt. (Photo: V. B. Pichinot)

BIO I 90.168/g
OÖ. Landesmuseum
Biologiezentrum
Inv. 1997/2251

Herausgegeben im Auftrage der
Faunistisch-ökologischen Arbeitsgemeinschaft
von B. Heydemann, W. Hofmann und U. Irmeler
Zoologisches Institut und Museum
der Universität Kiel

Karl Wachholtz Verlag, Neumünster, 1990

This publication is included in the abstracting and indexing coverage of the
Bio Sciences Service of Biological Abstracts.

Inhaltsübersicht

I.	EINLEITUNG	5
II.	ALLGEMEINE METHODIK	5
III.	PHYTOPHAGE WIRBELLOSE IN STRASSENRANDBIOTOPEN IN SCHLESWIG-HOLSTEIN	7
IV.	UNTERSUCHUNGEN ÜBER DIE ABHÄNGIGKEIT DER BODENFAUNA IN STRASSENRANDÖKOSYSTEMEN VON DER EXPOSITION DER BÖSCHUNGEN UND DEN NACHBARBIOTOPEN . . .	47
V.	DIE ARTHROPODA-FAUNA GEMÄHTER UND NICHT GEMÄHTER FLÄCHEN NEBEN EINER AUTOBAHN	75
VI.	LITERATURVERZEICHNIS	101

I. Einleitung

In der dichtbesiedelten Kulturlandschaft Mitteleuropas stellen Straßen als Fortbewegungs- und Transportwege ein prägendes Element dar.

Durch intensive Landnutzung, fortschreitende Urbanisation und das wachsende Bedürfnis nach individueller Mobilität hat der Ausbau des Straßen- und Wegenetzes bis heute ständig an Bedeutung gewonnen. So ist in Schleswig-Holstein ein Anteil von 4 % der Landesfläche von Straßen- und anderen Verkehrsflächen bedeckt, die die Landschaft in Restflächen von maximal 1000 ha zusammenhängender Größe zerschneiden.

Die negativen Auswirkungen dieser Entwicklung auf die Pflanzen- und Tierwelt wie Flächenversiegelung, Parzellierung der Landschaft, Emission von Lärm- und Schadstoffen sowie Beeinflussung von Wasserhaushalt und Klima sind daher unverkennbar. Aus diesem Grund hat die ökologische Forschung die Straßen mit ihren komplexen Auswirkungen auf die Ökosysteme sowie die Tiere und Pflanzen in jüngster Zeit in zunehmendem Maße zum Gegenstand.

Besondere Bedeutung wurde dabei den Straßenrandökosystemen zuteil, die in Schleswig-Holstein an Autobahnen, Bundes-, Land-, Kreis- und Kommunalstraßen mit einer Gesamtlänge von ca. 29 000 km etwa 2 % der Fläche des Landes einnehmen.

Die vorliegenden Arbeiten entstanden als Diplom- oder Staatsexamensarbeiten an der Forschungsstelle für Ökosystemforschung. KOSSLER untersuchte in seiner Arbeit die Auswirkungen unterschiedlicher Mahdintensitäten der Randstreifen an einer Autobahn. WOLLWEBER stellte den ökoklimatischen Einfluß nord- und südexponierter Böschungen, die biozönotische Abhängigkeit der Straßenrandökosysteme von den Nachbarbiotopen sowie die Erforschung der Verbundfunktion von Straßenrändern in den Vordergrund. In beiden Arbeiten erfolgte die ökosystemare Analyse der Straßenrandbiotope anhand ausgewählter Gruppen der epigäischen Arthropoda. Die Arbeit von PICHINOT dagegen basiert auf der Erforschung der Straßenrandbiozönosen am Beispiel der phytophagen Wirbellosen und stellt Zusammenhänge zur naturräumlichen Lage, Struktur und Bewirtschaftung der Straßenrandflächen dar. Alle drei Arbeiten belegen für die Straßenrandbiotope eine arten- und individuenreiche Fauna und unterstreichen die Möglichkeit des Arten- und Biotop-schutzes in diesen Bereichen.

Unzulässig wäre es jedoch, aus vorliegenden Untersuchungen eine Berechtigung für die ökologische Bedeutsamkeit von Straßenrändern allgemein herzuleiten und für den Bau neuer Straßen und Wege zu plädieren. Die Arbeiten sollen vielmehr Anregungen zu einer ökologisch orientierten Straßenrandpflege geben, um die drastischen Eingriffe, die der Straßenbau für den Naturhaushalt ohnehin bedeutet, zu minimieren.

II. Allgemeine Erfassungs- und Auswertemethoden

Zur Ermittlung der relativen Aktivitätsdichte der Boden- bzw. Bodenoberflächenfauna dienen in den Boden eingelassene Schraubdeckelgläser (Bodenfalle, „pitfall-trap“) von 5,7 cm lichter Öffnungsweite und 11 cm Höhe (vgl. BARBER 1931, BALOGH 1958, HEYDEMANN 1956). Die Gläser werden bündig in den Erdboden eingegraben und mit einer Ple-

xiglasabdeckung (20×20 cm) gegen Regen geschützt. Als Fangflüssigkeit wird eine 4 %ige Formaldehydlösung verwendet, der ein Tensid als Netzmittel zugesetzt wird. Im Winter wird dem Formalin- Detergenzgemisch 30 % Monoäthylenglykol als Frostschutzmittel zugefügt.

Zur Erfassung der positiv phototaktischen und negativ geotaktischen Arthropoda bis in den Horizont der Krautschicht werden Boden-Photoektoren von 1×1 m bzw. 50×50 cm Grundfläche und 35 cm Höhe verwendet. Seitlich ist ein Ausfangtrichter aus transparentem Kunststoff angebracht, der mit einem austauschbaren Fanggefäß verbunden ist. Die Photoektoren wurden 5–10 cm in den Boden eingelassen, um einen Austausch von Tieren mit der Umgebung zu unterbinden.

Als Labor-Photoektoren werden Kunststoffröhren von 0,6 m Länge und 18 cm lichter Öffnungsweite verwendet, deren eines Ende zur Belüftung mit Stoff bespannt, während das andere Ende mit einem Kunststofftrichter mit Auffanggefäß verbunden ist. In diese Gefäße wird eine definierte Bodenfläche oder Pflanzensubstrat gegeben und die phototaktisch reagierenden Tiere ausgefangen.

Zur Erfassung der Arthropoda-Fauna höherer Strata der Vegetation werden Streifnetzänge mit einem 30 cm durchmessenden Kescher, der am Rande des Gazebeutels mit einem abschraubbaren Plastikbehälter und mit einem 100 cm langen Stiel ausgestattet ist, durchgeführt.

Die Ermittlung der Aktivitätsdichte flugaktiver Insekten erfolgt mit richtungsselektiven Fensterfallen (Abmessungen der transparenten Scheibe: 50×50 cm).

Diese Methode liefert keine absoluten Abundanzen, sondern relative Werte, die von der Flugaktivität und vom Verhalten der Insekten abhängen (CHAPMAN & KINGHORN 1955), ist aber dennoch gut zur Erfassung flugaktiver Wirbelloser geeignet (FÜRST & DUELLI 1988). Die 50×50 cm messenden transparenten Kunststoffscheiben sind am unteren Ende beiderseits mit Auffangrinnen von 12,5 cm Breite und 8 cm Tiefe versehen, die zu 2/3 mit einer wässrigen Sorbinsäure-Lösung (0,2 %) mit Tensidzusatz („Agepon“) gefüllt werden. Die Installation erfolgt in ca. 80 cm Höhe über dem Erdboden.

Definition ökologischer Parameter

Die Aktivitätsdichte bezeichnet die Anzahl der mit stationären Erfassungsmethoden gefangenen Individuen, die pro Zeiteinheit eine Grenzlinie bestimmter Länge überschreiten (HEYDEMANN 1953). Dabei unterscheidet man Aktivitäts-Individuen- und Aktivitäts-Artendichte.

Die Aktivitätsdominanz klassifiziert den prozentualen Anteil einer Art an der Gesamtindividuenzahl der betreffenden taxonomischen Einheit und wird aus der Aktivitätsdichte berechnet. Aufgrund unterschiedlicher Dominanzverhältnisse der den drei Arbeiten zugrunde liegenden Rohdaten, findet sowohl die Dominanzklassifizierung nach HEYDEMANN (1953) als auch nach HEYDEMANN (1960a) Verwendung.

Die Diversität gilt als nichtlineares Maß für die Artenvielfalt unter Berücksichtigung der Dominanzverhältnisse. In vorliegenden Arbeiten wird die Formel von SHANNON angewendet (SHANNON 1948, MAC ARTHUR 1955).

Als Evenness wird das Verhältnis der berechneten Diversität zur maximal möglichen Diversität bezeichnet.

Für die Berechnung der Artenidentität als Maß der Übereinstimmung zweier oder mehrerer Arteninventare, wird der Ähnlichkeitsquotient nach SÖRENSEN (1948) verwendet.

Die Dominanzidentität ist ein Maß für die Übereinstimmung im Dominanzspektrum zweier oder mehrerer Arteninventare (RENKONEN 1938).

III. Phytophage Wirbellose in Straßenrandbiotopen in Schleswig-Holstein

von Volker B. Pichinot

1. Fragestellung
2. Charakterisierung der Untersuchungsgebiete
3. Material und Methode
4. Modell zur Auswertung der Richtungsabhängigkeit der Fangergebnisse
5. Vegetationsaufnahmen
6. Ergebnisse
 - 6.1. Die Verteilung der Phytophagenfauna in Straßenrandbiotopen
 - 6.2. Die Richtungsabhängigkeit der Flugaktivitätsdichte von Schwebfliegen (Syrphidae) und Schmetterlingen (Lepidoptera)
 - 6.3. Stengel als Überwinterungshabitate am Straßenrand
7. Diskussion
8. Zusammenfassung
9. Summary

1. Fragestellung

Die Belastung von Naturhaushalt und Umwelt durch die ständige Ausweitung des Straßenbaues ist lange bekannt und wird zunehmend auch zum Gegenstand ökologischer Forschung (z. B. MADER 1979, 1980, 1981a, ELLENBERG 1981). Allerdings liegen nur wenige Untersuchungen vor, die bei der Erforschung der Fauna von Straßenrandökosystemen auch die phytophagen Gruppen zum Thema haben.

Die Ergebnisse vorliegender Arbeit leisten einen Beitrag zur Erforschung von Straßenrandbiotopen am Beispiel der phytophagen Wirbellosen und stellen Zusammenhänge zu Struktur und Bewirtschaftung der Straßenrandflächen dar. Die in verschiedenen Landesteilen Schleswig-Holsteins durchgeführten Untersuchungen sollen zudem eine Aussage über die Bedeutung von Straßenrändern zum Verbund von Ökosystemen ermöglichen.

Im Vordergrund stehen dabei folgende Fragen:

- Welche Arten kommen in Straßenrandbiotopen vor?
- Wie lassen sich die Ansprüche dieser Arten ökologisch charakterisieren?
- Für welche phytophagen Tierarten können Straßenrandflächen als Reproduktionshabitat dienen?
- Welche Differenzen im Artenspektrum sind in Bezug auf die naturräumliche Lage der Straßen erkennbar?

- Welchen Einfluß hat die anthropogene Zonierung der Vegetation, vor allem durch unterschiedliche Mahdintensität?
- Welche Aussagen lassen sich über die Biotop-Verbundfunktion von Straßenrändern ableiten?

2. Charakterisierung der Untersuchungsgebiete

Die für die Untersuchung ausgewählten Straßenränder grenzten an landwirtschaftlich intensiv genutzte Gebiete. Sie waren durch eine mittlere Bodenfeuchte und eutrophe Nährstoffversorgung gekennzeichnet, ganztägig besonnt, bis zum Beginn der Grabenböschung eben und von einem angepflanzten Gehölzstreifen begleitet.

Geest und Östliches Hügelland nehmen zusammen einen Anteil von 87 % der Landesfläche ein, aus Gründen der Repräsentanz wurden die Untersuchungsgebiete daher an Straßenrändern in diesen Landschaftsräumen gewählt.

Die Übersichtskarte (Abb. 1) zeigt die topographische Lage der drei Untersuchungsgebiete in Schleswig-Holstein.

- 1: Östl. Hügelland, B 4 bei Kiel
- 2: Holst. Vorgeest, B 430 bei Hohenwestedt
- 3: Östl. Hügelland, B 430 bei Bornhöved

Das Untersuchungsgebiet 1 liegt an der Bundesstraße 4 bei Kiel (km 81,6) zwischen dem Westensee-Moränengebiet und dem Eider-Moränengebiet im Östlichen Hügelland. Geologisch handelt es sich um ein kleines, grundwassernahes Sandergebiet der Weichseleiszeit.

Das Untersuchungsgebiet 2 liegt an der Bundesstraße 430 nahe der Stadt Hohenwestedt (km 20), die hier das Tal der Buckener Au, eines Ausläufers der Holsteinischen Vorgeest in die Itzehoer Geest, durchquert.

Das Untersuchungsgebiet 3 befindet sich im Östlichen Hügelland in der Nähe der Stadt Bornhöved an der Bundesstraße 430 (km 16,3). Das Bornhöveder Seengebiet bildet den Übergang zwischen dem Eider-Moränengebiet und der Holsteinischen Schweiz.

Das Fundament der Straßen besteht aus Kies- und Sandaufschüttungen, im Straßenrandbereich ist eine Humusandeckung vorhanden. Der Boden kann hier einerseits stark austrocknen, erhält andererseits bei Regen durch Aufnahme des Wassers aus dem Fahrbahnbereich ein mehrfaches der flächenbezogenen Niederschlagsmenge. Durch die Nähe zur Straße ist der Eintrag chemischer Substanzen (Autoabgase, Öl, Reifenabrieb, Tausalz) besonders hoch. Die Bodenbeschaffenheit der umgebenden Flächen ist unterschiedlich und vom geologischen Alter der Böden sowie von der Bewirtschaftung abhängig.

Untersuchungsgebiet 1 (Östl. Hügelland, Sand): Nördlich der Straße sandiger Lehmboden, südlich feuchter, anmooriger Boden.

Untersuchungsgebiet 2 (Holsteinische Vorgeest, Sand) : Anmoorig, Bodentyp feuchter Podsol.

Untersuchungsgebiet 3 (Östl. Hügelland, Lehm) : Feuchter Lehmboden des Typs eutrophe Parabraunerde, staunaß.

Der Straßenrandbereich gliedert sich in mehrere auch hinsichtlich ihrer Bewirtschaftung deutlich unterscheidbare Zonen. Der unmittelbare Randstreifen umfaßt die an die Asphaltdecke angrenzende Zone bis zu den an Bundesstraßen stets vorhandenen Leitpfosten und wird aus Gründen der Verkehrssicherheit stets kurz gemäht. Das Bankett (Abstand zur Fahrbahn ca. 0,8 m) nimmt als angrenzender Bereich alle verkehrstechnischen Leiteinrichtungen auf. In den Untersuchungsgebieten ist es durch eine Vegetationshöhe von ca. 10–50 cm gekennzeichnet, bedingt durch die mehrmals jährlich erfolgende Mahd. Der

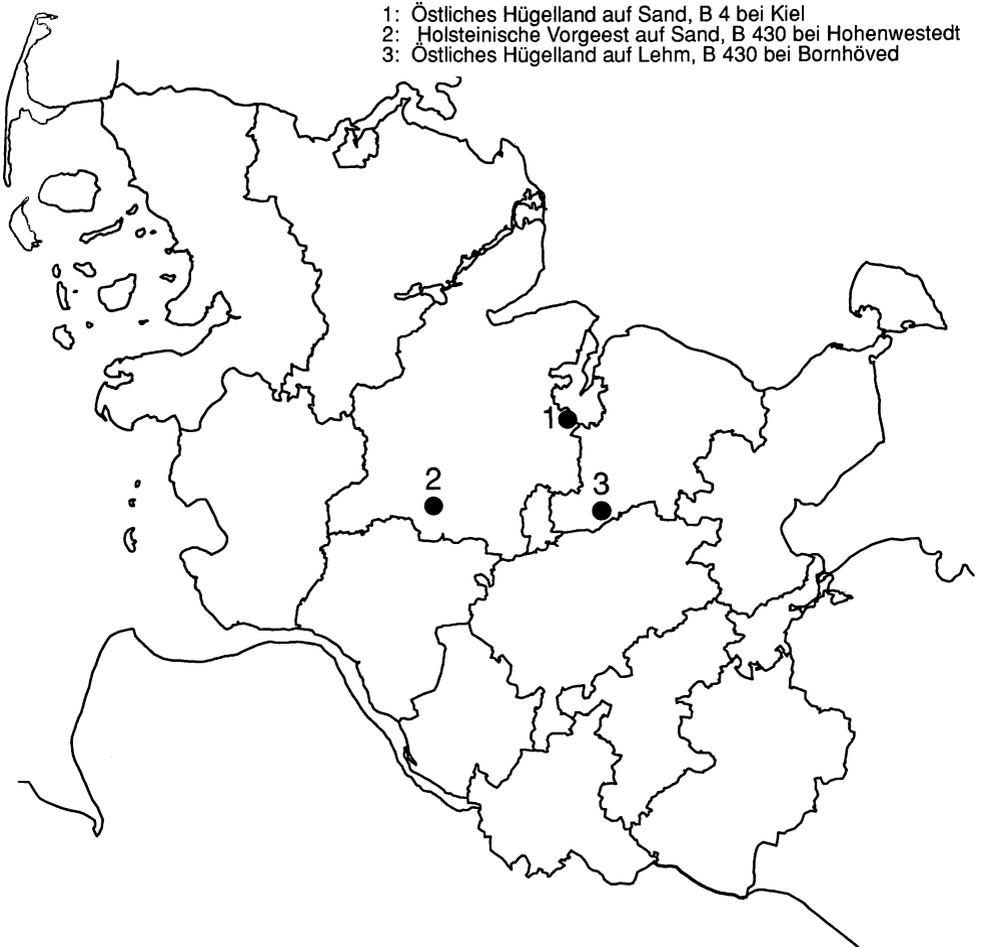


Abb. 1: Topographische Lage der Untersuchungsgebiete in Schleswig-Holstein (verändert nach STEWIG 1970).

rückwärtige oder äußere Straßenrand, von einem Entwässerungsgraben begleitet, stellt den Anschluß zur umgebenden Landschaft dar und ist wegen der höchstens einmal jährlich im Herbst erfolgenden Mahd als Hochstaudenflur ausgebildet (Vegetationshöhe bis 1,5 m). Beide Bereiche sind an den untersuchten Bundesstraßen durch einen Radweg voneinander getrennt.

Nach einem milden feuchten Winter war das Frühjahr 1988 vergleichsweise warm und sonnig, im April auch sehr trocken. Den Sommer über bis in den Herbst hinein wichen die mittleren Monatstemperaturen kaum vom langjährigen Mittel ab, die Niederschläge waren jedoch mit Ausnahme des Monats August überdurchschnittlich hoch, die Sonnenscheindauer durchweg unter dem Durchschnitt. Ein Vergleich der Witterung in den Untersuchungsgebieten ergibt eine erhöhte Niederschlagstätigkeit in dem in der Vorgeest gelegenen Untersuchungsgebiet gegenüber denen im Östlichen Hügelland.

3. Material und Methodik

Als pflanzenverzehrende Tiere der Bodenoberfläche und der bodennahen Krautschicht wurden Rüsselkäfer (Curculionidae) gewählt, die mit einer hohen Anzahl von Arten dieses Stratum besiedeln. Von den zahlreichen phytophagen Tiergruppen der Krautschicht wurden die Zikaden (Auchenorrhyncha) und Rüsselkäfer (Curculionidae) in die Auswertung einbezogen. Schwebfliegen (Syrphidae) sowie Schmetterlinge (Lepidoptera) wurden als Nutzer des Blütenhorizontes der Krautschicht ausgewählt.

In den Untersuchungsgebieten 1 und 2 wurden insgesamt 12 Bodenfallen installiert (jeweils 3 im Bankett sowie 3 im rückwärtigen Straßenrandbereich) und im Zeitraum 15. 05. 88–01. 11. 88 zweimal im Monat ausgetauscht.

Zwischen dem 15. 05. 88 und dem 01. 10. 88 wurden an jeweils zehn Tagen Streifnetz-fänge durchgeführt. Je Termin wurden je dreimal 30 Doppelschläge von etwa 1 m Streif-breite im Bankettbereich sowie im äußeren Straßenrandbereich in den Untersuchungs-gebieten 1 und 2 durchgeführt, so daß insgesamt 120 Kescherproben zur Auswertung kamen.

An den untersuchten Straßenrandabschnitten der Gebiete 1 und 2 wurden 8 Boden-Photoektoren von 50×50 cm Grundfläche aufgestellt (je 2 auf dem Bankett und im äü-ßeren Straßenrandbereich), in der Zeit vom 15. 05. 88 bis zum 01. 11. 88 zweimal monatlich umgesetzt und die Ausfanggefäße ausgewechselt.

In der Zeit vom 4. 8. 88 bis zum 1. 9. 88 wurden zehn Labor-Photoektoren eingesetzt.

In allen drei Untersuchungsgebieten (Gebiet 1: 15. 6. 88–1. 11. 88, Gebiet 2: 28. 5. 88–1. 11. 88, Gebiet 3: 1. 8. 88 –1. 11. 88) wurden jeweils vier Fensterfallen installiert; die Probenahme erfolgte zweimal im Monat. In jedem Gebiet wurden je zwei Fallen par-allel sowie senkrecht zum Straßenverlauf aufgestellt, um die Richtungsselektivität auf vier Raumrichtungen zu erhöhen (Abb. 2).

Die Determination der untersuchten Tiergruppen erfolgte auf Artniveau unter Verwen-dung folgender Literatur:

Auchenorrhyncha: OSSIANNILSSON (1978/81/83)

Nomenklatur *ibid.*)

Curculionidae: DIECKMANN, L., (1974 ff)

(Nomenklatur *ibid.*)

FREUDE, H., HARDE, K., LOHSE, G.A. (1981/83)

(Nomenklatur der Curculionidae *ibid.*)

Syrphidae:

SACK (1930)

TORP (1984)

STUBBS & FALK (1983)

(Nomenklatur nach TORP, 1984)

Lepidoptera:

ECKSTEIN (1933)

FORSTER & WOHLFAHRT (1954 ff)

KOCH (1984)

(Nomenklatur: Rhopalocera: KOCH (1984)

Noctuidae: HEINICKE & NAUMANN (1980–82) in KOCH (1984)

Geometridae: HERBULOT (1973) in KOCH (1984)

Einige Arten wurden von Herrn C. Claußen, Schleswig (Syrphidae) und Herrn Dr. T. Tischler, Kiel (Curculionidae) bestätigt, denen an dieser Stelle für ihre Mühe gedankt sei.

Die Bestimmung der Pflanzenarten erfolgte nach ROTHMALER (1978).

4. Modell zur Auswertung der Richtungsabhängigkeit der Fangergebnisse

Um die Ergebnisse der richtungsselektiven Fensterfallen besser quantifizieren zu können, wurde ein mathematisches Modell der Richtungsselektivität entwickelt. Es wurde vereinfachend angenommen, daß das quantitative Fangergebnis proportional zur Aufprallhäufigkeit fliegender Insekten und somit zur "wirksamen Fläche" der Scheibe ist (Abb. 2).

- α = Abweichung von der Richtung senkrecht zur Scheibe
- $F(g)$ = Fläche der Scheibe der Fensterfalle
- $F(w)$ = "Wirksame Fläche"

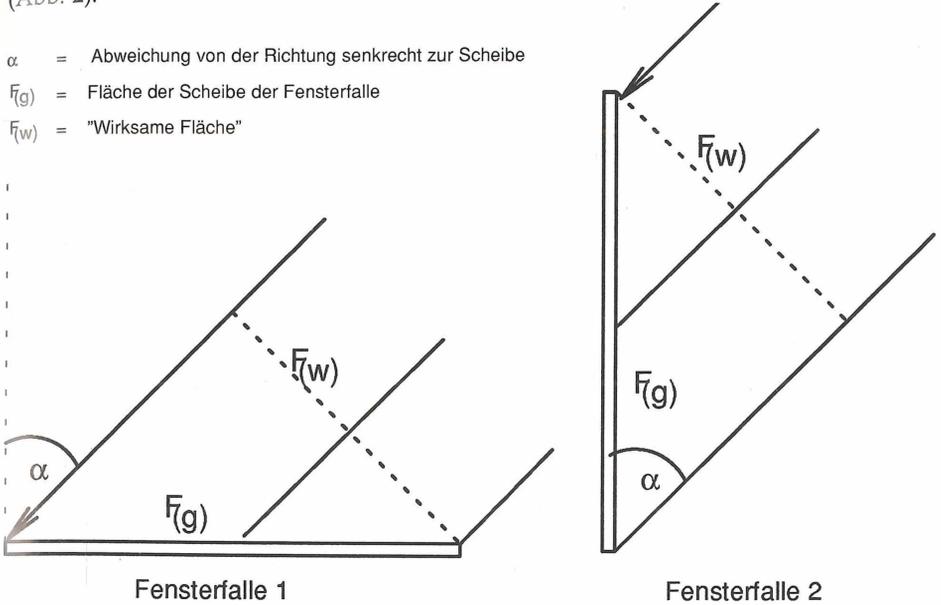


Abb. 2: Darstellung der Winkelabhängigkeit der wirksamen Fläche bei zwei senkrecht zueinander angeordneten Fensterfallen in schematischer Aufsicht.

Für das Fangergebnis von Fensterfalle 1 gilt dann:

$$N(1) = k * F(w) = k * F(g) * \sin(\alpha)$$

Es bedeuten:

$N(1, 2)$ = Quantitatives Fangergebnis der Flächen 1,2

k = Proportionalitätskonstante

$F(g)$ = gesamte Scheibenfläche

$F(w)$ = wirksame Scheibenfläche

Für eine zweite, senkrecht zur ersten orientierte Fläche erhält man analog:

$$N(2) = k * F(w) = k * F(g) * \cos(\alpha)$$

Aus dem Verhältnis der Fangzahlen kann somit der mittlere Winkel bestimmt werden:

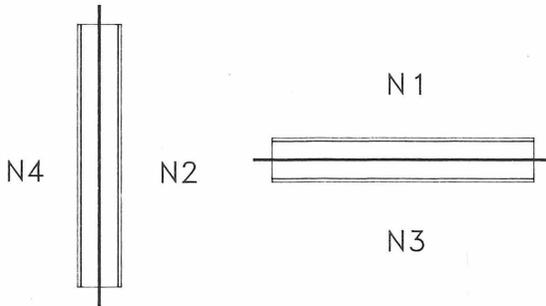
$$N(1)/N(2) = (k * F(g) * \sin(\alpha)) / (k * F(g) * \cos(\alpha)) = \tan(\alpha)$$

$$\alpha = \arctan(N(1)/N(2))$$

Zur Eliminierung des nicht richtungsselektiven Anteils wurde die Differenz der Fangzahlen der beiden gegenüberliegenden Auffanggefäße der Fensterfallen gebildet und zur

Berechnung verwendet. Unter Berücksichtigung der Vorzeichen der Arcus-Tangens-Funktion und unter Verwendung einer einheitlichen Bezugsrichtung sind folgende Fall-Unterscheidungen zur fehlerfreien Berechnung notwendig:

Anordnung der Fensterfallen und Bezugsrichtung:



N1, N2, N3, N4 : Anzahl der Individuen

für $N1 > N3, N2 > N4$: $\alpha = \arctan((N2-N4)/(N1-N3)) * 180/\pi$

für $N1 > N3, N2 < N4$: $\alpha = (\arctan((N2-N4)/(N1-N3)) * 180/\pi) + 360$

für $N1 < N3, N2 < N4$: $\alpha = (\arctan((N2-N4)/(N1-N3)) * 180/\pi) + 180$

für $N1 = N3, N2 < N4$: $\alpha = 270$

für $N1 > N3, N2 > N4$: $\alpha = 90$

für $N1 < N3, N2 = N4$: $\alpha = 180$

Als Ergebnis wird der mittlere Winkel der Flugrichtung in Grad erhalten; als "Flugrichtung" wird dabei die Richtung bezeichnet, aus der die Tiere kommen, analog der Definition bei der Angabe der Windrichtung.

5. Vegetationsaufnahmen

An den untersuchten Straßenrandabschnitten wurden in der Zeit von Mitte Mai bis Anfang Oktober 1988 mehrfach Vegetationsaufnahmen der phanerogamen Pflanzenarten in Transekten durchgeführt. Das Arteninventar der Flora und ihre Verteilung auf die verschiedenen Untersuchungsgebiete ist in Tab. 1 dargestellt. Darüberhinaus wurde in fünf Aufnahmen die Blühphänologie der charakteristischen Blütenpflanzenarten ermittelt, um Beziehungen zu blütenbesuchenden Insekten herstellen zu können.

Die im Bereich des Straßenrandes kleinräumig variierenden Standortfaktoren bedingen die Ausprägung einer Fülle von Pflanzengesellschaften (DANNENBERG 1988), so daß im Rahmen dieser Arbeit Vegetationsaufnahmen z.B. nach BRAUN-BLANQUET (1964) nicht durchgeführt werden konnten.

Bei den Vegetationsaufnahmen an den untersuchten Straßenrändern wurden 102 Arten von phanerogamen Pflanzen erfasst. Kryptophyten wurden dabei nicht berücksichtigt, da sie für die bearbeiteten Phytophagengruppen nur von untergeordneter Bedeutung sind. Alle aufgeführten Arten sind als Sammelarten zu verstehen; eine Differenzierung der Kleinarten erfolgte nicht.

Tab. 1: Arteninventar der Flora (BA = Bankett, ÄS = äußerer Straßenrand, 1 = Östl. Hügelland auf Sand, 2 = Vorgeest auf Sand, 3 = Östl. Hügelland auf Lehm).

	BA1	ÄS1	BA2	ÄS2	ÄS3
Dicotyledonea					
Apiaceae:					
<i>Aegopodium podagraria</i> (Giersch)		×		×	×
<i>Anthriscus sylvestris</i> (Wiesen-Kerbel)	×	×		×	×
<i>Daucus carota</i> (Wilde Möhre)	×			×	×
<i>Heracleum sphondylium</i> (Wiesen-Bärenklau)		×		×	×
Asteraceae:					
<i>Achillea millefolium</i> (Gemeine Schafgarbe)	×	×	×	×	×
<i>Achillea ptarmica</i> (Sumpf-Schafgarbe)			×		×
<i>Anthemis arvensis</i> (Acker-Hundskamille)	×				
<i>Artemisia vulgaris</i> (Gemeiner Beifuß)	×	×		×	×
<i>Bellis perennis</i> (Ausdauerndes Gänseblümchen)	×		×		
<i>Centaurea cyanus</i> (Kornblume)	×				
<i>Cirsium arvense</i> (Acker-Kratzdistel)	×	×		×	×
<i>Cirsium oleraceum</i> (Kohl-Kratzdistel)		×		×	
<i>Eupatorium cannabinum</i> (Wasserdost)				×	
<i>Hieracium pilosella</i> (Kleines Habichtskraut)			×		
<i>Leontodon autumnalis</i> (Herbst-Löwenzahn)	×		×	×	
<i>Matricaria chamomilla</i> (Echte Kamille)	×				
<i>Matricaria discoidea</i> (Strahllose Kamille)	×		×		
<i>Senecio jacobaeae</i> (Jakobs-Greiskraut)		×		×	
<i>Solidago canadensis</i> (Kanadische Goldrute)	×	×		×	×
<i>Sonchus arvensis</i> (Acker-Gänsedistel)		×			
<i>Tanacetum vulgare</i> (Rainfarn)	×	×	×	×	×
<i>Taraxacum officinalis</i> (Gemeiner Löwenzahn)	×	×	×	×	×
<i>Tragopogon pratensis</i> (Wiesen-Bocksbart)		×			
<i>Tripleurospermum inodorum</i> (Geruchlose Kamille)	×	×			×
Balsaminaceae:					
<i>Impatiens parviflora</i> (Kleinbl. Springkraut)		×			
Boraginaceae:					
<i>Myosotis arvensis</i> (Acker-Vergißmeinnicht)	×			×	×
<i>Myosotis stricta</i> (Sand-Vergißmeinnicht)			×		
Caryophyllaceae:					
<i>Cerastium fontanum</i> (Quellen-Hornkraut)				×	
<i>Melandrium album</i> (Weiße Lichtnelke)	×	×		×	×
<i>Melandrium rubrum</i> (Rote Lichtnelke)		×		×	×
<i>Scleranthus annuus</i> (Einjähriger Knäuel)	×		×		
<i>Silene vulgaris</i> (Gemeines Leimkraut)		×			
<i>Stellaria graminea</i> (Gras-Sternmiere)		×		×	×
<i>Stellaria holostea</i> (Große Sternmiere)		×			×
<i>Stellaria media</i> (Vogel-Sternmiere)	×	×		×	×
Chenopodiaceae:					
<i>Chenopodium album</i> (Weißer Gänsefuß)	×	×			
Cruciferae:					
<i>Arabidopsis thaliana</i> (Acker-Schmalwand)	×				
<i>Barbarea vulgaris</i> (Echte Winterkresse)	×		×		
<i>Capsella bursa-pastoris</i> (Gem. Hirtentäschel)	×		×		×
<i>Cardamine pratensis</i> (Wiesen-Schaumkraut)	×				
<i>Raphanus raphanistrum</i> (Hederich)		×			
<i>Thlaspi arvense</i> (Acker-Hellerkraut)	×		×		
Cucurbitaceae:					
<i>Bryonia dioica</i> (Rotbeerige Zaunrübe)		×		×	×

	BA1	ÄS1	BA2	ÄS2	ÄS3
Fabaceae:					
<i>Lathyrus pratensis</i> (Wiesen-Platterbse)	×			×	×
<i>Lotus corniculatus</i> (Gemeiner Hornklee)		×		×	
<i>Medicago sativa</i> (Luzerne)	×	×		×	
<i>Melilotus albus</i> (Weißer Steinklee)		×	×	×	×
<i>Lupinus angustifolius</i> (Blaue Lupine)					×
<i>Trifolium dubium</i> (Kleiner Klee)	×		×		
<i>Trifolium pratense</i> (Rotklee)	×				×
<i>Trifolium repens</i> (Weißklee)	×	×	×	×	×
<i>Vicia cracca</i> (Vogel-Wicke)	×	×	×	×	×
<i>Vicia hirsuta</i> (Zitterlinse)	×			×	
<i>Vicia sativa</i> (Saat-Wicke)		×			
Geraniaceae:					
<i>Erodium cicutarium</i> (Gemeiner Reiherschnabel)	×	×		×	
<i>Geranium pusillum</i> (Zwerg-Storchschnabel)			×		
Labiatae:					
<i>Ajuga reptans</i> (Kriechender Günsel)		×		×	
<i>Galeopsis tetrahit</i> (Stechender Hohlzahn)					×
<i>Glechoma hederacea</i> (Gundermann)		×		×	×
<i>Lamium album</i> (Weiße Taubnessel)	×	×		×	×
<i>Stachys sylvatica</i> (Wald-Ziest)				×	
Lythraceae:					
<i>Lythrum salicaria</i> (Blutweiderich)				×	
Onagraceae:					
<i>Epilobium angustifolium</i> (Schmalblättr. Weidenr.)		×			
<i>Epilobium hirsutum</i> (Rauhhaariges Weidenröschen)		×		×	×
<i>Epilobium montanum</i> (Berg-Weidenröschen)				×	
Papaveraceae:					
<i>Fumaria officinalis</i> (Gemeiner Erdrauch)		×			
<i>Papaver rhoeas</i> (Klatschmohn)	×				
Plantaginaceae:					
<i>Plantago lanceolata</i> (Spitz-Wegerich)	×	×	×	×	
<i>Plantago media</i> (Mittlerer Wegerich)	×				
Polygonaceae:					
<i>Polygonum aviculare</i> (Vogel-Knöterich)	×		×		
<i>Rumex acetosa</i> (Wiesen-Sauerampfer)		×		×	×
<i>Rumex acetosella</i> (Kleiner Sauerampfer)		×		×	
Primulaceae:					
<i>Anagallis arvensis</i> (Acker-Gauchheil)	×			×	
<i>Lysimachia vulgaris</i> (Gemeiner Gilbweiderich)				×	
Ranunculaceae:					
<i>Anemone nemorosa</i> (Busch-Windröschen)		×			
<i>Ranunculus auricomus</i> (Goldschopf-Hahnenfuß)				×	
<i>Ranunculus repens</i> (Kriechender Hahnenfuß)	×	×		×	
Rosaceae:					
<i>Filipendula ulmaria</i> (Mädesüß)		×			
<i>Potentilla anserina</i> (Gänse-Fingerkraut)	×		×		
Rubiaceae:					
<i>Galium aparine</i> (Kletten-Labkraut)		×		×	×
<i>Galium mollugo</i> (Wiesen-Labkraut)		×			
Scrophulariaceae:					
<i>Linaria vulgaris</i> (Gemeines Leinkraut)				×	
<i>Odontites rubra</i> (Roter Zahntrost)	×				
<i>Scrophularia nodosa</i> (Knotige Braunwurz)		×		×	

	BA1	ÄS1	BA2	ÄS2	ÄS3
<i>Verbascum nigrum</i> (Schwarze Königskerze)				×	×
<i>Veronica chamaedrys</i> (Gamander-Ehrenpreis)		×			
<i>Veronica serpyllifolia</i> (Quendel-Ehrenpreis)		×			
Urticaceae:					
<i>Urtica dioica</i> (Große Brennessel)	×	×	×	×	×
Violaceae:					
<i>Viola arvensis</i> (Ackerveilchen)	×				
<i>Viola tricolor</i> (Dreifarbige Veilchen)	×	×		×	×
Monocotyledonea:					
Poaceae:					
<i>Agropyron repens</i> (Gemeine Quecke)		×		×	×
<i>Apera spica-venti</i> (Windhalm)		×		×	
<i>Arrhenatarum elatius</i> (Glatthafer)	×	×	×	×	×
<i>Bromus inermis</i> (Wehrlose Tespe)	×				
<i>Bromus hordeaceus</i> (Weiche Trespe)	×				
<i>Dactylis glomerata</i> (Knäuelgras)	×	×	×	×	×
<i>Festuca rubra</i> (Rot-Schwingel)	×				
<i>Holcus mollis</i> (Weiches Honiggras)	×		×		
<i>Lolium perenne</i> (Deutsches Weidelgras)	×	×		×	×
<i>Phleum pratense</i> (Wiesen-Lieschgras)		×		×	×
<i>Poa annua</i> (Einjähriges Rispengras)	×		×		
<i>Poa trivialis</i> (Gemeines Rispengras)	×	×		×	

6. Ergebnisse

6.1 Die Verteilung der Phytophagenfauna in Straßenrand-Biotopen

Man kann annehmen, daß analog zu den charakteristischen Pflanzengesellschaften von Geest und Östlichem Hügelland auch ein charakteristisches Artenspektrum der Rüsselkäfer (Curculionidae) und der Zikaden (Auchenorrhyncha) in den einzelnen Vegetationsgesellschaften der Straßenränder existiert. Zur Prüfung dieser Hypothese wurden die Ergebnisse beider Gebiete miteinander verglichen.

Die unterschiedliche Besiedlung des Bankettbereichs und des äußeren Straßenrandes durch Phytophage wird in den folgenden Abschnitten am Beispiel der Rüsselkäfer (Curculionidae) und der Zikaden (Auchenorrhyncha) dargestellt.

Der äußere Straßenrandbereich ist gekennzeichnet durch ein reiches Blütenangebot. Die Attraktivität dieser Säume für blütenbesuchende Insekten wird anhand der Flugaktivitäts-Dichte der Schwebfliegen (Syrphidae) und der Schmetterlinge (Lepidoptera) untersucht.

Curculionidae (Rüsselkäfer)

Viele Arten dieser fast ausschließlich phytophagen Gruppe zeichnen sich durch eine hohe Spezialisierung auf bestimmte Teile ihrer Nahrungspflanzen aus (z. B. Blätter, Blüten oder Früchte) und sind monophag oder oligophag an verwandten Pflanzenarten, in der Regel an Krautpflanzen, Sträuchern und Bäumen (ZWÖLFER 1969).

Oft leben Imagines und endophage Larven an einer Pflanzenart, die Flugaktivität vieler Arten ist gering, manche sind flugunfähig. Eine Anzahl von Spezies tritt als Schädling an Kulturpflanzen auf.

In den untersuchten Straßenrandbiotopen wurden insgesamt 85 Arten (1076 Individuen) festgestellt.

Die Abundanzen der Curculionidae-Arten aus Photoelektor-, Streifenetz- und Bodenfallenfängen sind in Tab. 2 zusammengefasst. Die Arten- und Individuenzahlen im Ban-

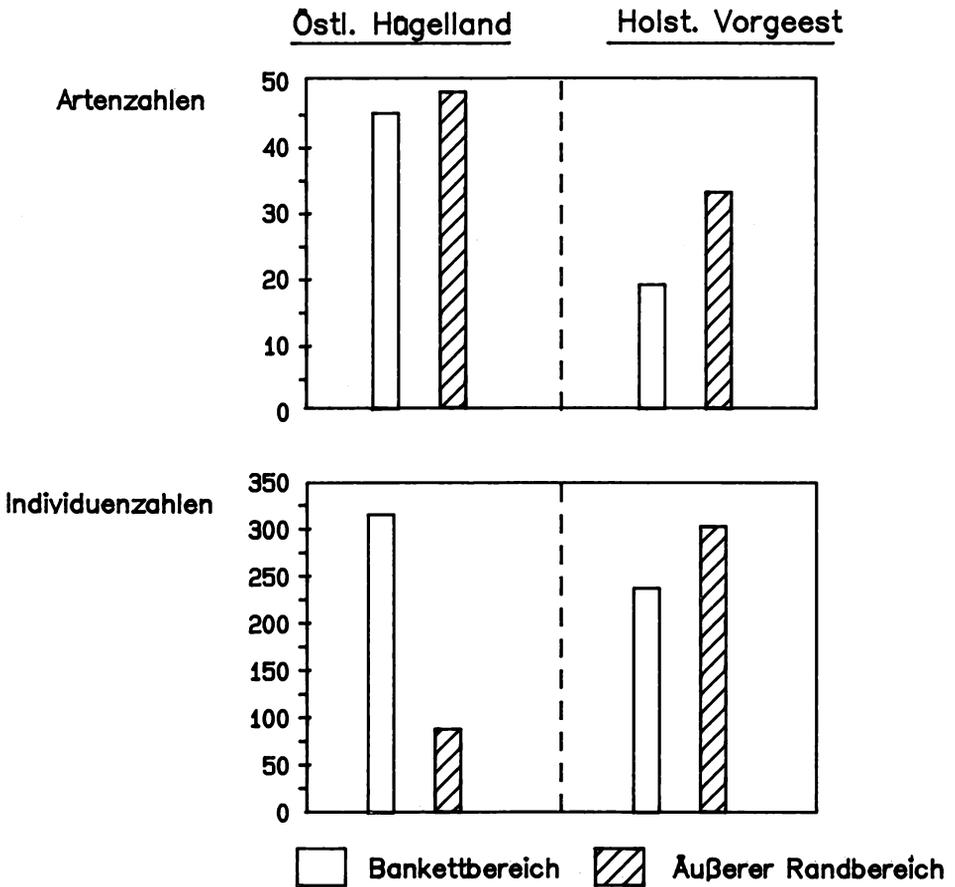


Abb. 3: Arten- und Individuenzahl der Curculionidae im Bankettbereich und im äußeren Straßenrandbereich von Straßen im Östlichen Hügelland sowie in der Vorgeest. Probenumfang je Fläche: 3 Bodenfallen und 2 Boden-Photoelektoren vom 1. 6. bis 1. 11. 88, 10×3 Kescherfänge von Mai bis Oktober 1988 à 30 Doppelschläge.

kettbereich und im äußeren Straßenrandbereich zeigt Abb. 3, der Probenumfang je Untersuchungsgebiet ist dabei gleich.

Die Artenanzahl ist in den straßenferneren Bereichen höher, auch wenn die Individuenzahlen hier z. T. geringer sind. Als Ursache kann der größere Anteil von Krautpflanzen in der Vegetation der äußeren Straßenränder angesehen werden, da bei häufigerer Mahd krautige Pflanzen zugunsten der Gräser zurückgedrängt werden. Die niedrige Individuen- und Artenzahl im Bankettbereich des Straßenrandes in der Vorgeest ist offenbar die Folge der mit 15 cm (Mittelwert) sehr niedrigen Vegetation.

Tab. 2: Gesamtabundanzen der Curculionidae in Straßenrandbiotopen in Schleswig-Holstein. Ergebnisse aus 12 Bodenfallen (BF) vom 1. 6. 88 bis 1. 11. 88, 8 Boden-Photoektoren (PE) vom 1. 6. 88 bis 1. 11. 88 sowie 120 Kescherfängen (KF) an zehn Terminen von Mitte Mai bis Oktober 1988.

	Östl. Hügell. auf Sand						Holst. Vorgeest auf Sand						Summe
	Bankett			Äuß. Str.			Bankett			Äuß. Str.			
	KF	PE	BF	KF	PE	BF	KF	PE	BF	KF	PE	BF	
<i>Sitona ambiguus</i>	14	55	2	14	56	0	0	0	0	5	0	0	146
<i>Phyllobius viridicollis</i>	0	0	0	6	0	0	0	1	2	109	10	0	128
<i>Tychius picirostris</i>	78	0	0	2	3	0	24	0	0	1	0	0	108
<i>Cidnorhinus quadrimaculatus</i>	0	0	0	16	0	0	0	0	0	36	5	0	56
<i>Apion flavipes</i>	15	3	1	0	2	0	19	0	0	2	1	0	43
<i>Phyllobius pyri</i>	3	0	0	8	0	0	7	2	0	19	3	0	42
<i>Otiorhynchus porcatus</i>	0	5	17	0	1	7	0	0	0	0	0	0	30
<i>Phyllobius maculicornis</i>	6	0	0	1	0	2	4	2	0	9	3	0	27
<i>Apion viciae</i>	0	0	0	7	0	0	0	0	0	14	1	0	22
<i>Ceutorhynchidius troglodytes</i>	10	6	3	1	1	0	0	0	0	0	0	0	21
<i>Ceutorhynchus contractus</i>	1	0	0	14	1	0	0	1	0	0	0	0	17
<i>Apion curtirostre</i>	1	0	0	3	0	0	0	1	0	11	0	0	16
<i>Apion ervi</i>	2	0	0	1	13	0	0	0	0	0	0	0	16
<i>Trachyploeus bifoveolatus</i>	1	0	14	0	0	1	0	0	0	0	0	0	16
<i>Brachysomus echinatus</i>	0	0	1	0	1	1	0	0	1	0	0	11	15
<i>Otiorhynchus rugosotriatus</i>	0	0	1	0	4	7	0	0	0	0	1	0	13
<i>Apion violaceus</i>	0	0	0	0	0	0	3	0	0	9	0	0	12
<i>Omiamina mollina</i>	0	0	5	0	1	6	0	0	0	0	0	0	12
<i>Ceutorhynchus litura</i>	1	0	0	1	0	0	0	0	0	9	0	0	11
<i>Otiorhynchus raucus</i>	1	1	3	0	0	4	0	1	0	0	0	1	11
<i>Gymnaetron labile</i>	8	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	10
<i>Apion virens</i>	4	0	0	1	0	0	5	0	0	0	0	0	10
<i>Sitona flavescens</i>	4	1	1	0	1	0	1	0	1	0	0	0	9
<i>Otiorhynchus raucus</i>	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	1	5	9
<i>Apion punctigerum</i>	3	0	0	1	0	0	1	0	0	3	0	0	8
<i>Sciaphilus asperatus</i>	0	0	3	0	5	0	0	0	0	0	0	0	8
<i>Ceutorhynchus punctiger</i>	2	1	3	2	0	0	0	0	0	0	0	0	8
<i>Apion assimile</i>	0	1	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	7
<i>Apion hookeri</i>	5	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	7
<i>Apion craccae</i>	1	0	0	3	1	0	0	0	0	1	0	0	6
<i>Ceutorhynchus assimilis</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	1	3	0	0	6
<i>Neosirocalus floralis</i>	2	0	0	0	1	0	0	0	0	3	0	0	6
<i>Apion cerdo</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	0	3	0	0	5
<i>Apion nigrirtarse</i>	1	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	5
<i>Apion tenue</i>	4	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	5
<i>Rhinoncus perpendicularis</i>	0	1	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	5
<i>Rhynchaenus fagi</i>	2	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	5
<i>Barynotus moerens</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	4
<i>Phyllobius viridiaeris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	4
<i>Amalus haemorrhous</i>	0	0	0	1	1	0	2	0	0	0	0	0	4
<i>Ceutorhynchus pollinarius</i>	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	4
<i>Hypera pedestris</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	4
<i>Philopodon plagiatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	3
<i>Sitona hispidulus</i>	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Furcipes rectirostris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	3
<i>Alophus triguttatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	3
<i>Hypera nigrirostris</i>	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3

	Bankett			Äuß. Str.			Bankett			Äuß. Str.			Summe
	KF	PE	BF	KF	PE	BF	KF	PE	BF	KF	PE	BF	
<i>Cionus hortulans</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	3
<i>Gymnaetron pascuorum</i>	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	3
<i>Notaris acridulus</i>	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	3
<i>Otiorhynchus singularis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	3
<i>Apion cruentatum</i>	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	2
<i>Ceutorhynchidius barnevillei</i>	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Anthonomus pedicularius</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	2
<i>Apion frumentarium</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2
<i>Apion spencei</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Ceutorhynchus erysimi</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Coeliodes rubicundus</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Phytobius quadrituberculatus</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Rhinoncus gramineus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Rhinoncus pericarpus</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Curculio crux</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Tychius aureolus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Cleopus pulchellus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Stereonychus fraxini</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Trachyphloeus aristatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Rhynchaenus spec.</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Coenorhinus aequatus</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Sitona crinitus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Strophosoma melanogrammum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Ceutorhynchus quadridens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Ceutorhynchus rugulosus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Stenocarum fuliginosus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Anthonomus rubi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Ceutorhynchus obsoletus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1

Aus Labor-Photoelektoren konnten vier weitere Arten, *Cionus scrophulariae*, *Cionus tuberculosus*, *Gymnaetron antirrhini* sowie *Nanophyes marmoratus* nachgewiesen werden.

Für die meisten der festgestellten Curculionidae-Arten ist die Bindung an die jeweiligen Nahrungspflanzen relativ eng. Der größte Teil der Arten ist monophag an einer Pflanzenart oder oligophag an verwandten Pflanzenarten, die oft einer Gattung angehören (z. B. *Trifolium*, *Vicia*, *Rumex*, *Polygonum*) (nach DIECKMANN 1968 ff.).

Obwohl viele Rüsselkäfer flugfähig sind, ist ihre Vagilität eher gering. An Tagen mit geeigneter Witterung (warm, windstill) führt eine Anzahl von Arten jedoch Dispersionsflüge durch (TISCHLER 1985). Dennoch konnte bei den spezialisierten Arten fast stets die bevorzugte Nahrungspflanze am Untersuchungsort festgestellt werden. Dies gilt auch für die als Imagines an Holzgewächsen lebenden Arten, da die betreffenden Sträucher und Bäume dann Bestandteil des straßenbegleitenden Gehölzstreifens waren.

Am 4. 8. 1988 wurden Proben von sechs Pflanzenarten am Straßenrand gesammelt und in Labor-Photoelektoren übergeführt. Die sich aus diesem Pflanzenmaterial entwickelten Curculionidae-Arten sind an den Fundorten der Pflanzen indigen.

Einige Pflanzenarten der Holsteinischen Vorgeest auf Sand wurden auf ihren Bestand an Curculionidae ausgewertet:

20 Pflanzen von *Scrophularia nodosa*:

4 *Cleopus pulchellus*

1 *Cionus tuberculosus*

- 5 *Cionus scrophulariae*
- 11 *Cionus hortulans*
- 50 Blütenstände von *Verbascum nigrum*:
 - 42 *Cionus hortulans*
- 20 Pflanzen von *Linaria vulgaris*:
 - 4 *Gymnaetron antirrhini*
- 20 Blütenstände von *Lythrum salicaria*:
 - 50 *Nanophyes marmoratus*

Im Östlichen Hügelland auf Sand wurden Pflanzen von *Vicia cracca*, (150 g Frischgewicht) mit Blüten und Früchten untersucht. Sie enthielten:

- 4 *Apion ervi*
- 3 *Apion viciae*
- 1 *Apion craccae*

Individuen der folgenden acht aus Bodenfallen und Photoektoren erhaltenen Arten waren als frisch geschlüpft kenntlich. Sie sind daher ebenfalls als indigen anzusehen.

<i>Apion assimile</i>	(Östl. Hügelland, PE)
<i>Apion flavipes</i>	(Östl. Hügelland + Vorgeest, PE)
<i>Phyllobius viridicollis</i>	(Vorgeest, PE)
<i>Tychius picirostris</i>	(Östl. Hügelland, PE)
<i>Ceutorh. troglodytes</i>	(Östl. Hügelland, PE)
<i>Sitona ambiguus</i>	(Östl. Hügelland, PE)
<i>Omiamina mollina</i>	(Östl. Hügelland, BF)
<i>Trachyph. bifoveolatus</i>	(Östl. Hügelland, BF)

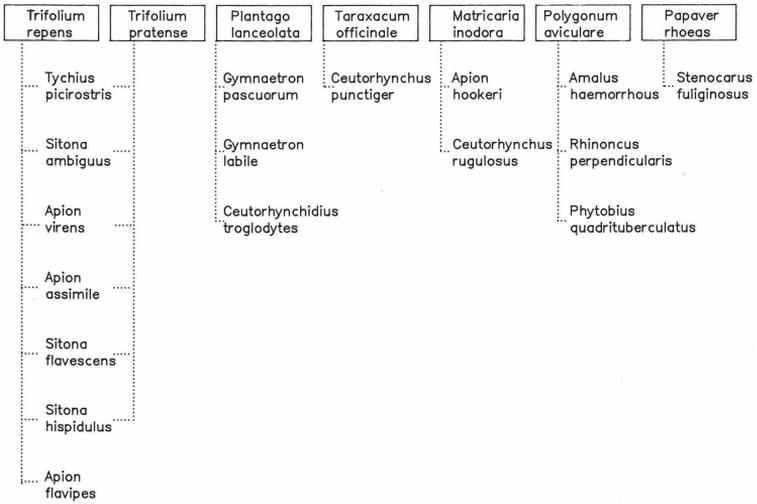
(PE = Photoektolor, BF = Bodenfalle)

Für eine Reihe weiterer Rüsselkäferarten ist ein indigenes Vorkommen in den Untersuchungsgebieten wahrscheinlich, da ihre Nahrungspflanzen hier im Vergleich zu den Nachbarbiotopen häufig vorkommen:

Rüsselkäferart	bevorzugte Nahrungspflanze
<i>Apion cerdo</i>	<i>Vicia cracca</i> , - <i>hirsuta</i>
<i>Apion spencei</i>	<i>Vicia cracca</i> , - <i>hirsuta</i>
<i>Apion punctigerum</i>	<i>Vicia cracca</i> , - <i>hirsuta</i>
<i>Apion tenue</i>	<i>Medicago sativa</i>
<i>Apion pisi</i>	<i>Medicago sativa</i>
<i>Tychius aureolus</i>	<i>Medicago sativa</i>
<i>Apion nigrirtarse</i>	<i>Trifolium dubium</i>
<i>Apion frumentarium</i>	<i>Rumex acetosella</i>
<i>Apion hookeri</i>	<i>Matricaria inodora</i>
<i>Ceutorhynchus rugulosus</i>	<i>Matricaria inodora</i>
<i>Stenocarus fuliginosus</i>	<i>Papaver rhoeas</i>
<i>Phytobius quadrilobatus</i>	<i>Polygonum aviculare</i>
<i>Rhinoncus perpendicularis</i>	<i>Polygonum aviculare</i>
<i>Amalus haemorrhous</i>	<i>Polygonum aviculare</i>
<i>Gymnaetron labile</i>	<i>Plantago lanceolata</i>
<i>Gymnaetron pascuorum</i>	<i>Plantago lanceolata</i>

Die enge Bindung der Arten der Krautschicht an ihre Nahrungspflanzen ist die Ursache für dieses Ergebnis. Eine Darstellung von Vernetzungsbeziehungen zwischen Charakterarten der Pflanzengesellschaften in Straßenrandbiotopen und Rüsselkäferarten (Abb. 4) verdeutlicht diese Zusammenhänge.

Bankettbereich



Äußerer Straßenrandbereich

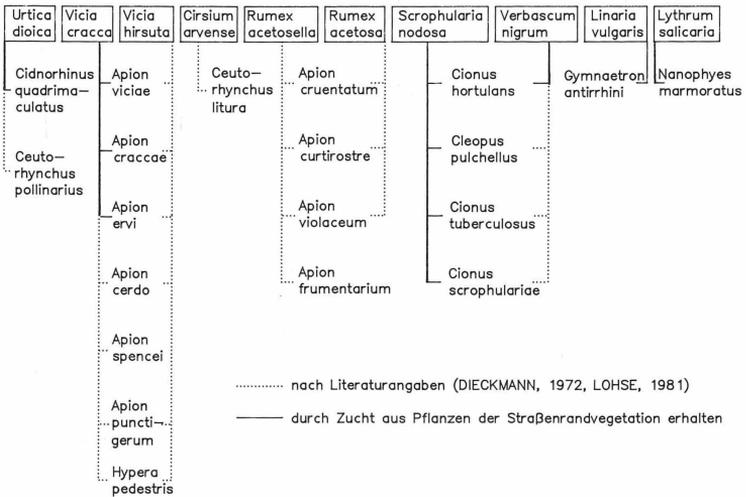


Abb. 4: Vernetzungsbeziehungen zwischen Pflanzenarten und Rüsselkäferarten im Bankett und im äußeren Randbereich von Bundesstraßen in Schleswig-Holstein.

Mit den Methoden Kescherfang, Boden-Photoelektor und Bodenfalle wurden jeweils andere Arten erfaßt. Die Ergebnisse sind daher getrennt dargestellt.

Abb. 5 zeigt die Dominanzstruktur für die eudominanten und dominanten Rüsselkäferarten, die aus Kescherfängen erhalten wurden.

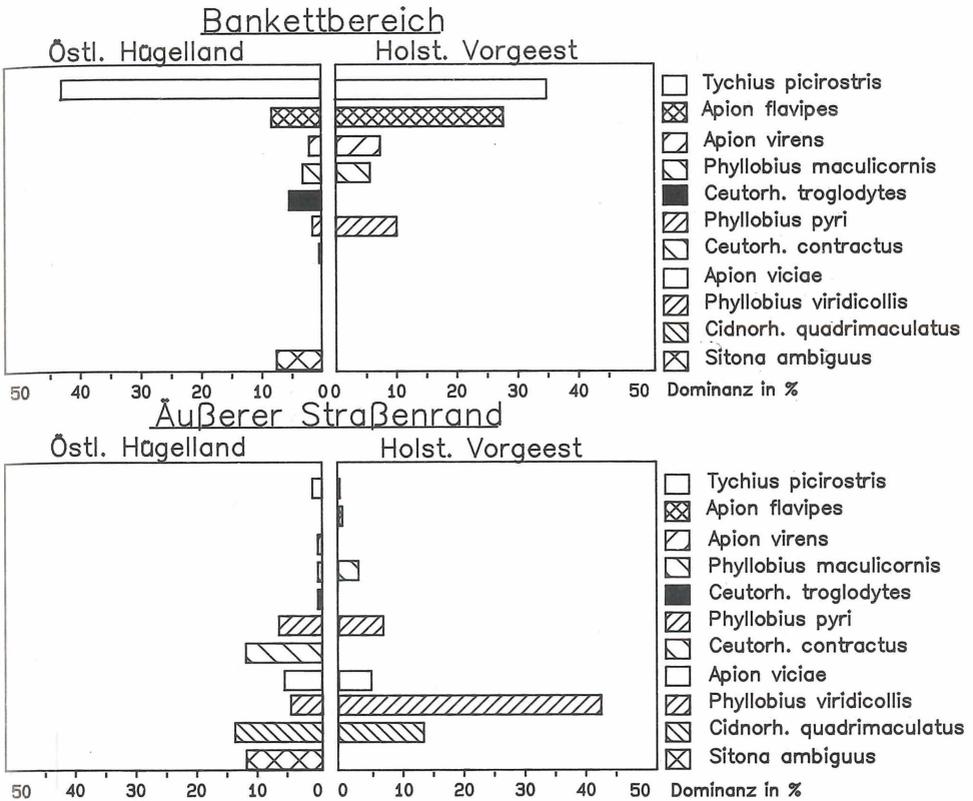


Abb. 5: Dominanzen der häufigsten Curculionidae im Bankettbereich und im äußeren Straßenrandbereich von Bundesstraßen im Östlichen Hügelland und in der Holsteinischen Vorgeest; Ergebnisse aus Kescherfängen (je Fläche 3×30 Doppelschläge an 10 Terminen von Mai bis Oktober 1988).

Viele der Arten verfügen offenbar über ein gutes Auffindevermögen für ihre Nahrungspflanzen, sie sind so in der Lage, auch schmale Saumbiotopie wie Straßenränder und selbst isolierte Pflanzenbestände als Nahrungsquelle zu erschließen und zur Fortpflanzung zu nutzen.

Unter Berücksichtigung aller mit Kescherfang erfassten Arten wurde eine Average-Cluster-Analyse der Dominanz-Identitäten (RENKONEN 1938) durchgeführt (Abb. 6).

Für die Taxozönose der Rüsselkäfer der Krautschicht ergibt sich also eine stärkere Abhängigkeit von der Straßenrandstruktur als von der naturräumlichen Lage der Straßen.

Die Auswertung der Bodenfallen ergibt ein völlig abweichendes Artenspektrum, die Curculionidae der Bodenoberfläche sind in der Mehrzahl nachtaktive und flugunfähige Arten der Unterfamilien Otiiorhynchinae und Brachyderinae. Insgesamt wurden 21 Arten aus Bodenfallen erfaßt. Die Dominanzstruktur dieser Curculionidae ist in Abb. 7 dargestellt. Alle dominanten und eudominanten Vertreter dieser Gruppe sind polyphytophag und wurden durch Kescherfänge oder Boden - Photoelektoren nicht oder in geringeren Abundanzen registriert. Für diese Phytophagengruppe stellen die Bodenfallen eine geeignete Erfassungsmethode dar.

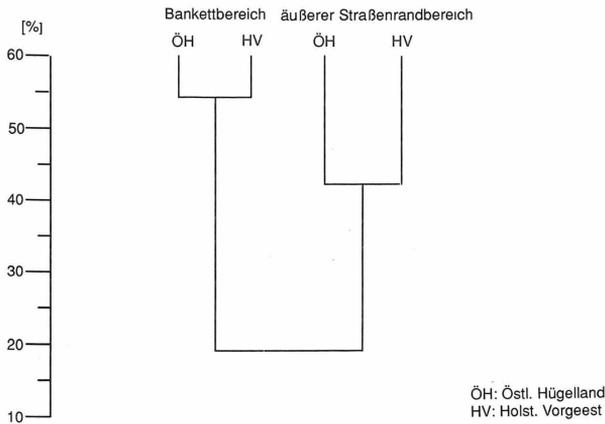


Abb. 6: Average-Cluster-Analyse der Dominanzidentitäts-Werte der Curculionidae-Zönose im Bankettbereich und im äußeren Straßenrandbereich von Bundesstraßen im Östlichen Hügelland und in der Holsteinischen Vorgeest. Ergebnisse aus Kescherfängen (je Fläche 3×30 Doppelschläge an 10 Terminen von Mai bis Oktober 1988).

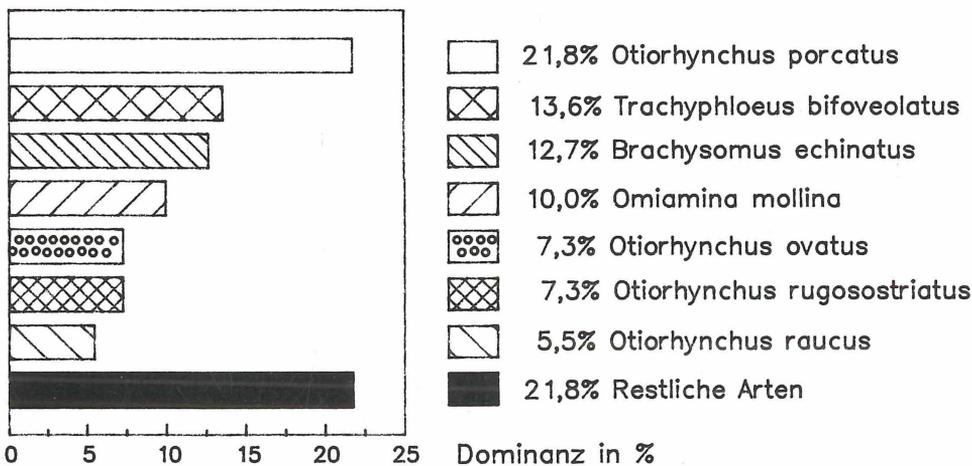


Abb. 7: Aktivitäts-Dominanzstruktur der Curculionidae-Zönose im Straßenrandbereich von zwei Bundesstraßen in Schleswig-Holstein. Ergebnisse aus 12 Bodenfallen von 1. 6. bis 1. 11. 88.

Eine Average-Cluster-Analyse aus der (Aktivitäts-)Dominanzidentität der Arten nach RENKONEN weist (im Gegensatz zu den Ergebnissen der Kescherfänge) eine größere Ähnlichkeit der Proben innerhalb der Untersuchungsgebiete aus (Abb. 8). Die Arten dieses Lebensformtyps zeigen eine gleichmäßigere Verteilung auf die Flächen. Ihre Ausbreitung erfolgt aufgrund ihrer Fortbewegungsweise nur langsam vom jeweils angrenzenden Biotop ausgehend, große räumliche Distanzen können nicht überbrückt werden.

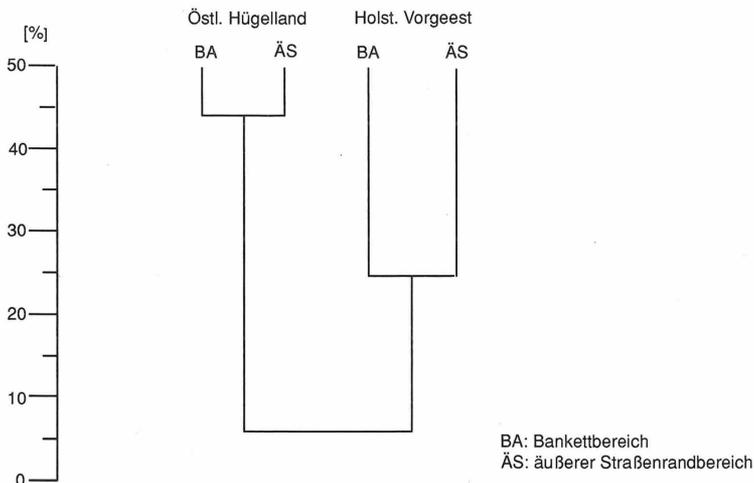


Abb. 8: Average-Cluster-Analyse der Dominanzidentitäts-Werte der Curculionidae-Zönose im Bankettbereich und im äußeren Straßenrandbereich von Bundesstraßen im Östlichen Hügelland und in der Holsteinischen Vorgeest. Ergebnisse aus 12 Bodenfallen von 1. 6. bis 1. 11. 88.

Das jahreszeitliche Auftreten der Cuculionidae ist auf die Vegetationsperiode beschränkt (Abb. 9). Das Maximum der Individuenzahlen wird zwischen Mitte Juni und Mitte Juli erreicht. Einzelne Individuen können je nach Witterung bis in den Spätherbst hinein vorkommen. DIECKMANN (1977) erwähnt das Auftreten von *Apion flavipes* in milden Jahren bis Dezember.

Individuenzahl

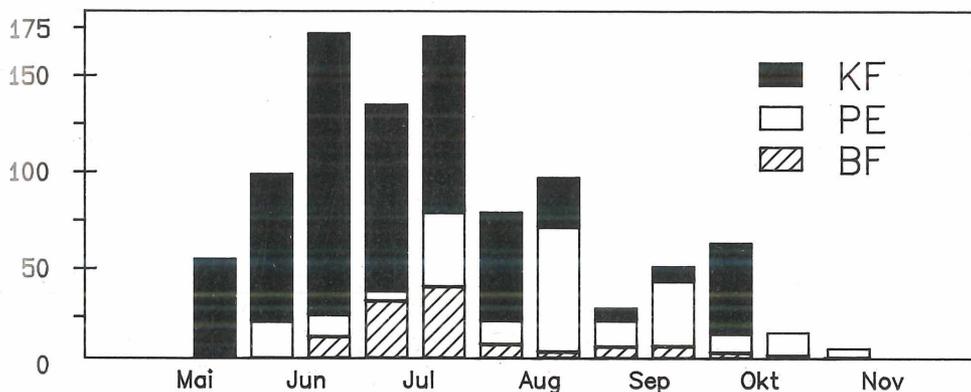


Abb. 9: Gesamtabundanzen der Curculionidae in Straßenrandbiotopen von Mai bis Oktober 1988. BF = Fänge aus 12 Bodenfallen vom 15. 5. bis 1. 11. 88, PE = Proben aus 8 Boden-Photoelektoren 1. 6.-1. 11. 88, KF = Kescherfänge, 10 Termine von Mai bis Oktober 1988 mit je 12 Proben von jeweils 30 Doppelschlägen, Streifbreite 1m.

Tychius picirostris, die bei weitem häufigste Art der Gattung, entwickelt sich in den Blütenköpfen verschiedener *Trifolium* – Arten. Larve und Imago ernähren sich von den Blüten und unreifen Früchten dieser Pflanzenarten (FREUDE et al., 1981/83). Die Art kommt eudominant im Bankettbereich der untersuchten Straßenränder im Östlichen Hügelland sowie in der Holsteinischen Vorgeest vor. Auf diesen Flächen erreichen der Weißklee (*Trifolium repens*) und der Rotklee (*Trifolium pratense*) hohe Deckungswerte. Die Käfer wurden fast ausschließlich mit Kescherfängen erfaßt (105 von 108). Das Maximum der stationären Besiedlungsdichte wird zwischen Ende Juni und Mitte Juli erreicht. Die Käfer der neuen Generation treten bis Anfang Oktober auf.

Die Imagines von *Apion flavipes* sind oligophag an mehreren Gattungen der Fabaceae. Die Larvalentwicklung findet jedoch ausschließlich an *Trifolium*-Arten statt, wobei *Trifolium pratense* nicht angenommen wird (DIECKMANN 1977). *Apion flavipes* ist eudominant in den Bankettbereichen der untersuchten Straßenränder und nutzt hier wohl vor allem *Trifolium repens* als Nahrungspflanze. In Kulturen dieser Pflanze zur Samengewinnung kann die Art die Erträge stark vermindern (BUHL & SCHÜTTE 1964). Die Käfer wurden von Anfang Juni bis Anfang Oktober mit allmählich abnehmenden Abundanzen registriert, sie bilden mehrere Generationen bis in den Herbst hinein und überwintern als Imagines unter Hecken und in der Laubstreu (DIECKMANN 1977).

Die Art *Phyllobius viridicollis* ist polyphytophag an zahlreichen krautigen Pflanzen und Gehölzpflanzenarten. Die Käfer erscheinen in einer auf sechs bis acht Wochen begrenzten Generation im zeitigen Frühjahr. Die Larve dringt in den Boden ein und ernährt sich von Wurzeln. Das Überwinterungsstadium ist nicht bekannt, für andere Arten der Gattung wird die Überwinterung im Larvalstadium angegeben (DIECKMANN 1980). *Phyllobius viridicollis* trat dominant bis eudominant im äußeren Straßenrandbereich der Straßenränder im Östlichen Hügelland und in der Holsteinischen Vorgeest auf. Die Erscheinungszeit der Käfer war auf die Monate Mai und Juni begrenzt.

Die an der Großen Brennessel (*Urtica dioica*) monophage Art *Cidnorhinus quadrimaculatus* ist eine der häufigsten aus der gesamten Unterfamilie Ceutorhynchinae und in allen Biotopen zu finden, in denen die Wirtspflanze gedeiht. Die Art tritt in einer langgestreckten Generation von April bis Oktober auf. Die Eiablage erfolgt von April bis Mai in die Wurzeln der Großen Brennessel. Die Puppe überwintert im Boden (alle Angaben nach DIECKMANN 1972). Die Art wurde eudominant im äußeren Randbereich von Straßen im Östlichen Hügelland sowie in der Holsteinischen Vorgeest nachgewiesen. Die höchsten Abundanzen erreichte *Cidnorhinus quadrimaculatus* in den Monaten Mai und Juni. Sie wurde fast ausschließlich durch Kescherfänge erfasst.

Zikaden (Auchenorrhyncha)

An zwei Straßenrandabschnitten Schleswig – Holsteins (im Östlichen Hügelland auf Sand sowie in der Holsteinischen Vorgeest auf Sand) wurden an 10 Terminen vom 15. 5. 88 bis 1. 11. 88 insgesamt 120 Kescherfänge je 30 Doppelschläge durchgeführt. Mit dieser Methode wurden 26 Zikadenarten (2100 Individuen) nachgewiesen. Acht Boden-Photoelektoren von 50×50 cm Standfläche lieferten vom 1. 6. 88 bis 1. 11. 88 weitere 510 Zikaden von 22 Arten (wovon sechs nur mit dieser Methode nachgewiesen werden konnten). Insgesamt kamen 2610 Individuen aus 32 Arten zur Auswertung.

Die Abundanzen der einzelnen Arten sind in Tab. 3 getrennt nach Methoden und Untersuchungsgebieten dargestellt.

Tab. 3: Gesamtabundanzen der Zikaden (Auchenorrhyncha) an Straßenrändern in verschiedenen Landschaftsräumen in Schleswig-Holstein.

ÖH = Östliches Hügelland
 HV = Holsteinische Vorgeest

BA = Bankettbereich
 ÄS = Äußerer Straßenrandbereich

Ergebnis aus 120 Kescherfängen je 30 Doppelschlägen an 10 Terminen vom 15. 5. 88 bis 1. 10. 88 sowie aus 8 Boden-Photoelektoren (50×50 cm) vom 1. 6. 88 bis 1. 11. 88

Art	Fangmethode: Ort:	Kescher				Photoelektor				Summe
		ÖH BA	ÄS	HV BA	ÄS	ÖH BA	ÄS	HV BA	ÄS	
<i>Philaenus spumarius</i>		205	107	139	269	20	22	19	30	811
<i>Eupteryx aurata</i>		17	135	2	294	2	–	–	31	481
<i>Arthaldeus pascuellus</i>		186	77	9	17	142	9	4	4	448
<i>Errastunus ocellaris</i>		127	90	6	7	2	2	3	4	241
<i>Javesella pellucida</i>		31	10	26	33	4	3	9	15	131
<i>Eupteryx cyclops</i>		6	11	–	59	–	–	2	28	106
<i>Cicadula persimilis</i>		31	13	–	10	–	–	–	–	54
<i>Javesella dubia</i>		13	8	7	18	–	–	1	4	51
<i>Megophthalmus scanicus</i>		3	–	1	1	28	5	–	–	38
<i>Graphocraerus ventralis</i>		4	1	21	2	–	–	6	2	36
<i>Aphrodes makarovi</i>		–	6	–	3	2	14	1	9	35
<i>Agallia consobrina</i>		–	1	–	–	–	31	–	–	32
<i>Deltocephalus pulicaris</i>		–	1	–	18	–	–	–	–	19
<i>Macrostelus sexnotatus</i>		12	2	1	1	–	–	–	–	16
<i>Streptanus sordidus</i>		1	–	–	–	1	–	–	13	15
<i>Aphrophora alni</i>		1	11	–	1	–	1	–	1	15
<i>Anoscopus flavostriatus</i>		–	–	–	–	–	1	4	8	13
<i>Doratura stylata</i>		2	–	3	–	–	–	6	–	11
<i>Balclutha punctata</i>		5	3	–	1	–	–	–	–	9
<i>Elymana sulphurella</i>		–	6	–	3	–	–	–	–	9
<i>Psammotettix confinis</i>		6	1	1	–	–	–	1	–	9
<i>Streptanus aemulans</i>		–	–	–	–	1	6	–	–	7
<i>Cicadella viridis</i>		1	4	–	–	–	–	–	–	5
<i>Anoscopus serratulae</i>		–	–	–	–	1	3	–	–	4
<i>Rhopalopyx adumbrata</i>		–	1	1	–	1	–	–	–	3
<i>Oncopsis carpini</i>		1	1	1	–	–	–	–	–	3
<i>Evacanthus interruptus</i>		–	–	–	–	2	–	–	–	2
<i>Euscelis incisus</i>		–	2	–	–	–	–	–	–	2
<i>Athysanus argentarius</i>		1	–	–	–	–	–	–	–	1
<i>Eupelix cuspidata</i>		–	–	–	–	–	–	1	–	1
<i>Oncopsis flavicollis</i>		–	1	–	–	–	–	–	–	1
<i>Cixius nervosus</i>		–	–	–	–	–	–	1	–	1

Die Individuenzahl und Artenanzahl der Zikaden ist am Straßenrand im Östlichen Hügelland höher als in der Holsteinischen Vorgeest. Dies gilt für beide Erfassungsmethoden (Streifnetz und Boden-Photoelektor) bei gleichem Probenumfang in beiden Untersuchungsgebieten (Abb. 10).

Aufgrund der Präferenz vieler Zikaden-Arten für bestimmte Vegetationshorizonte (AN-DRZEJEWSKA 1965) resultiert eine starke Abhängigkeit der festgestellten Artenzusammensetzung von der Fangmethode.

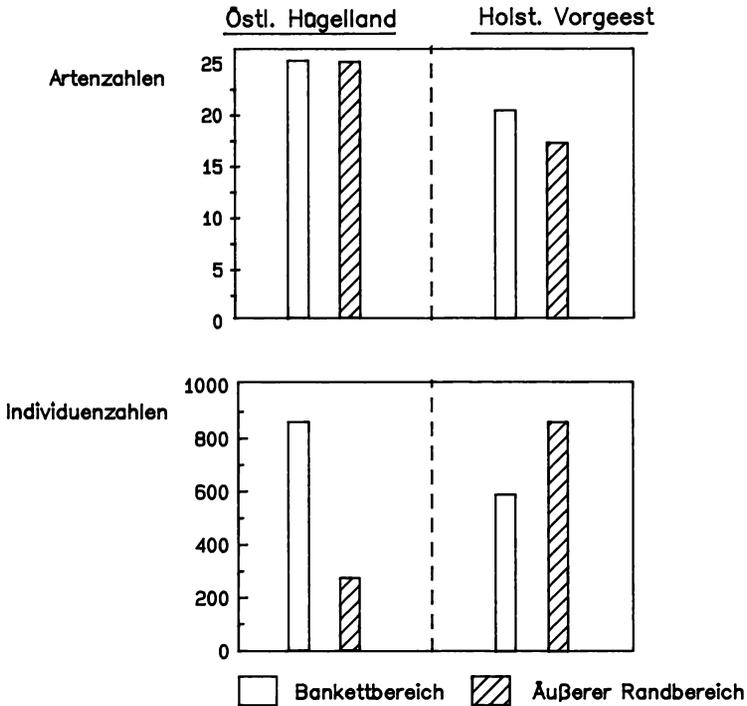


Abb. 10: Arten- und Individuenzahl der Zikaden (*Auchenorrhyncha*) im Bankettbereich und im äußeren Straßenrandbereich von Straßen im Östlichen Hügelland sowie in der Vorgeest. Probenumfang je Fläche: 2 Boden-Photoelektoren vom 1. 6. bis 1. 11. 88, 10×3 Kescherfänge von Mai bis Oktober 1988 je 30 Doppelschläge.

Obwohl die meisten Zikaden-Arten in beiden Untersuchungsgebieten nachgewiesen werden konnten, zeigen sich beträchtliche Unterschiede der Dominanzstrukturen sowohl hinsichtlich der naturräumlichen Lage als auch bezüglich der Zonierung der Straßenrandbiotop. Abb. 11 zeigt diese Verhältnisse am Beispiel der Kescherfänge; Abb. 12 diejenigen der Boden-Photoelektoren.

Namentlich aufgeführt sind die Arten, die in mindestens einer der Untersuchungsflächen Dominanzwerte von über 5 % aufweisen. Der Anteil dieser Arten am Gesamtfang liegt zusammen bei 88–95 %.

Aufschlußreich ist die Betrachtung der Artenidentität zwischen den Untersuchungsgebieten. 22 der 32 Arten wurden in beiden Naturräumen nachgewiesen. Dies entspricht einer Artenidentität von 81,5 % (nach SÖRENSEN). Der Straßenrand im östlichen Hügelland wies acht weitere Arten auf, von denen eine (*Agallia consobrina*) subdominant, die anderen sieben subzedent waren. Am Straßenrand in der Holsteinischen Vorgeest wurden außer den 22 in beiden Untersuchungsgebieten des Östlichen Hügellandes gefundenen nur zwei zusätzliche Zikadenarten nachgewiesen. Bei beiden handelte es sich um Einzelfunde. Das Artenspektrum der Zikaden der Straßenrandbiotop im Östlichen Hügelland und in der Holsteinischen Vorgeest ist also sehr ähnlich.

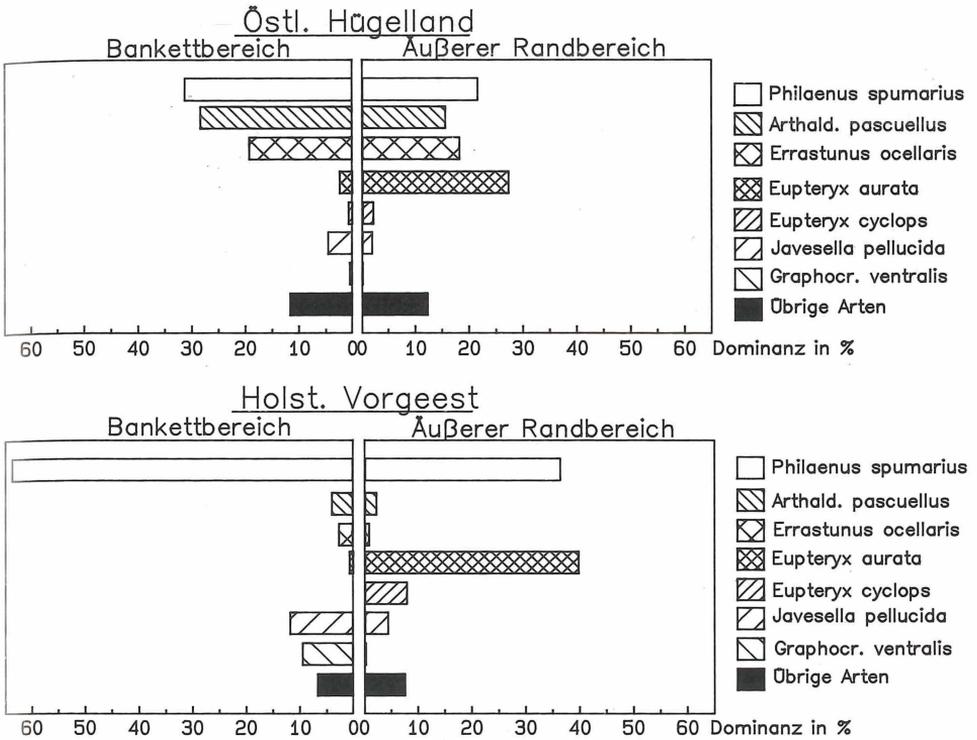


Abb. 11: Dominanzstrukturen der Zikadenfauna des Banketts und des äußeren Straßenrandbereichs von Bundesstraßen im Östlichen Hügelland und in der Vorgeest. Ergebnis aus 120 Kescherfängen (je 30 Doppelschläge) an 10 Terminen vom 15. 5. 88 bis 1. 10. 88.

Die häufigste Zikadenart in den untersuchten Straßenrandbiotopen war die Schaumzikade *Philaenus spumarius* mit Dominanzanteilen von 22 bis 59 %. Die euryöke Art ist in fast allen Biototypen anzutreffen. KUNTZE (1937) fand die Art in so verschiedenen Biototypen wie Dünen, Wiesen oder Wäldern in hohen Abundanzen, KOSSLER (1990) fand sie eudominant am Straßenrand mit Schwerpunkt in den trockeneren Zonen. Ein Grund für die hohe Anpassungsfähigkeit der Art ist die extreme Polyphagie. HALKKA et al. (1967) erwähnen 158 Nahrungspflanzen, in der Mehrzahl dikotyledone Kräuter, aber auch Laubgehölze, monokotyledone Pflanzen sowie Pteridophyten. Dieselben Autoren weisen auch auf die hohe genetische Variabilität der Schaumzikade hin. Die zahlreichen unterschiedlichen Farbformen, von denen viele irrtümlich als eigenständige Arten beschrieben wurden, weisen auch entwicklungsphysiologische und ökologische Eigenheiten auf, was die Reaktionsbreite der Art erhöht (*P. spumarius* ist circumpolar verbreitet). Das Maximum der Besiedlungsdichte wird im Monat Juli erreicht, die univoltine Art konnte aber noch bis zum Oktober erfaßt werden. Die Überwinterung erfolgt im Eistadium.

Eupteryx aurata tritt als eudominante Art im äußeren Straßenrandbereich auf. Zusammen mit *Eupteryx cyclops* besiedelt sie hier die Bestände ihrer Hauptnahrungspflanze *Urtica dioica* (Große Brennnessel), deren Wachstum im Bankettbereich durch die mehrmalige

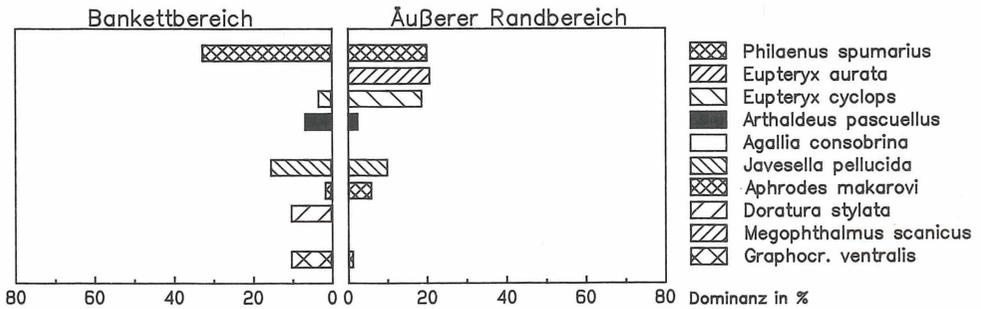
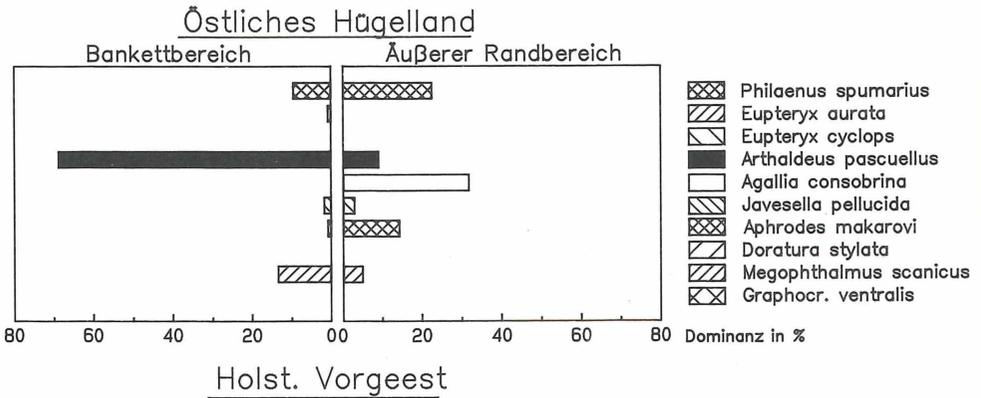


Abb. 12: Dominanzstrukturen der Zikadenfauna des Banketts und des äußeren Straßenrandbereichs von Bundesstraßen im Östlichen Hügelland und in der Holsteinischen Vorgeest. Ergebnisse aus 8 Boden-Photoelektoren (50×50 cm) vom 1. 6. 88 bis 1. 11. 88.

Mahd stark beeinträchtigt wird. Nach OSSIANNILSSON (1981) ist *Eupteryx aurata* überall häufig, während *Eupteryx cyclops* eine Präferenz für *Urtica*-Bestände auf feuchteren Böden zeigt. *Eupteryx cyclops* und *Eupteryx aurata* gehören der Unterfamilie der Typhlocybinae an, die im Gegensatz zu den meisten anderen Gruppen Zellsaftsauger sind.

Arthaldeus pascuellus tritt in fast allen Formen der Grünlandpflanzengesellschaften auf. AFSCHARPOUR (1960) fand die Art vereinzelt in Getreidefeldern in Schleswig – Holstein. Ihren Verbreitungsschwerpunkt hat sie allerdings in mittelfeuchten bis feuchten Mähwiesen (ANDRZEJEWSKA 1965, MARCHAND 1953, SCHIEMENZ 1963). EMMRICH (1966) fand die Art eudominant an Wegrändern mit Glatthaferfluren, ebenfalls eudominant in halophilen Pflanzenbeständen wie „Salzbinsenrasen“. KUNTZE (1937) erwähnt „Salzstellen“ als Habitat und SCHAEFER (1973) gibt *Arthaldeus pascuellus* als häufigste Zikadenart von Salzwiesenbiotopen an der Ostseeküste an, die in den trockeneren Zonen von der verwandten Art *Psammettix putoni* verdrängt wird. *Arthaldeus pascuellus* besitzt offenbar eine gewisse Salztoleranz, was ihr Vorkommen in Straßenrandbiotopen nach Wintern mit Einsatz von Tausalz begünstigen könnte. In den untersuchten Straßenrandbiotopen trat die Art überall, allerdings in sehr unterschiedlichen Abundanzen auf. Auch KOSSLER (1990) fand die Art in allen von ihm untersuchten straßenbegleitenden Grünlandflächen

als dominante Art. Die größte Besiedlungsdichte erreicht die Art im Bankettbereich des Straßenrandes im Östlichen Hügelland, sie ist hier aber auch im äußeren Straßenrandbereich eudominant. Im Bankettbereich des Straßenrandes in der Holsteinischen Vorgeest ist *Arthaldeus pascuellus* subdominant.

Errastunus ocellaris kommt vor allem in trockeneren bis mittelfeuchten Arrhenatheretalia – Gesellschaften vor (EMMRICH 1966, MARCHAND 1953). REMANE (1958) hebt die Bedeutung der Art in „trockeneren und wärmeren Glatthafergesellschaften“ hervor, während KOSSLER (1990) *Errastunus ocellaris* als häufigste Art des feuchten straßenbegleitenden Grünlandes nennt. Auch diese Art tritt in allen untersuchten Straßenrandbiotopen mit unterschiedlichen Dominanzwerten auf. Günstige Entwicklungsbedingungen findet *Errastunus ocellaris* im Bankettbereich sowie im Bereich des äußeren Straßenrandes im Östlichen Hügelland. Sie ist an diesen Stellen eudominant. *E. ocellaris* bildet zwei Generationen im Jahr; die Überwinterung erfolgt im Eistadium.

Javesella pellucida aus der Familie der Delphacidae tritt euryök in grasbewachsenen Biotopen auf, zeigt jedoch eine gewisse Feuchtigkeitspräferenz (EMMRICH 1966, MÜLLER 1978). Als Nahrungspflanzen dienen viele Gräser, darunter auch Kulturpflanzen wie Hafer (*Avena sativa*) (RAATIKAINEN 1967). Bevorzugte Eiablagepflanzen sind nach QUAYUM (1968) *Phleum pratense* und *Lolium perenne*, in geringerem Maße auch *Dactylis glomerata* und *Poa pratensis*. Der auffällige Flügeldimorphismus der Art steht im Zusammenhang mit den Lebensbedingungen und der Populationsdichte während der Larvalentwicklung; die langflügeligen Formen, die auch bei dieser Untersuchung dominierten, führen Dispersionsflüge über weite Strecken durch (RAATIKAINEN 1967). *Javesella pellucida* wurde in den untersuchten Straßenrandbiotopen in ziemlich gleichmäßiger Besiedlungsdichte mit einem Anteil von 5 % am Gesamtfang (dominant) nachgewiesen. KOSSLER (1990) fand die Art jedoch lediglich subrezent in straßenbegleitenden Grünlandbiotopen.

Javesella pellucida und die sehr ähnliche *Javesella dubia* (subdominant) wurden bereits ab Mai auf den untersuchten Flächen nachgewiesen und waren zusammen mit *Balclutha punctata* (die als Imago überwintert) die ersten adulten Zikadenarten im Untersuchungszeitraum.

Schwebfliegen (Syrphidae)

In den untersuchten Straßenrandbiotopen wurden 45 Schwebfliegenarten (2837 Individuen) nachgewiesen. Zur Auswertung kamen die Ergebnisse aus richtungsselektiven Fensterfallen an drei Orten im Östlichen Hügelland und in der Holsteinischen Vorgeest sowie aus Streifnetzfängen. Für die vergleichende Betrachtungen der Aktivitätsdichte der Schwebfliegen (Syrphidae) wurden die Ergebnisse der Fensterfallen vom 1. 8. 88 bis 1. 11. 88 ausgewählt.

Die Individuen- und Artenzahlen der mit Hilfe von Fensterfallen erfaßten Schwebfliegen (Syrphidae) weisen an den drei Untersuchungsorten in Schleswig – Holstein auffällige Differenzen auf.

Als mögliche Ursache ist das unterschiedlich große Blütenangebot der untersuchten Straßenrandbiotope anzusehen. Die blütenreiche Hochstaudenzone des äußeren Straßenrandbereichs ist an den Untersuchungsorten unterschiedlich breit ausgeprägt (1–5 m). Unter der vereinfachenden Annahme gleicher Blütendichte im äußeren Straßenrandbereich der drei Untersuchungsorte ist die Fläche dieser Zone und damit deren Breite ein relatives Maß für das Blütenangebot. Den Zusammenhang zwischen der Breite des äußeren Straßenrandbereichs und der Individuenzahl der Syrphidae (Aktivitätsdichte) zeigt Abb. 13.

Das Blütenangebot der die Straßenränder umgebenden Gebiete konnte in diese Abschätzung nicht einbezogen werden. Da Konzentrationseffekte durch eine Verarmung des

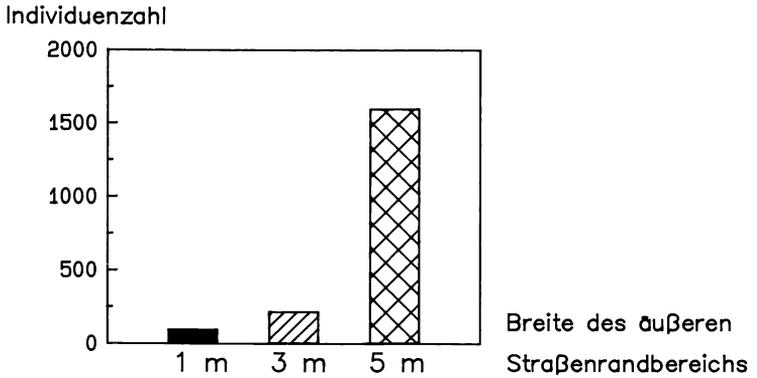


Abb. 13: Aktivitätsdichte der Syrphidae und Breite der blütenreichen äußeren Straßenrandbereiche an drei Orten in Schleswig-Holstein. Ergebnisse aus je vier Fensterfallen vom 1. 8. 88 bis 1. 11. 88.

Blütenangebots in der Umgebung eine entscheidende Rolle für die Zusammensetzung der Syrphidae – Synusie der Straßenrandbiotope spielen können, sind weitergehende Untersuchungen nötig, um diese Zusammenhänge umfassend darzustellen.

Die Gesamtabundanzen der Schwebfliegenimagines sind in Tab. 4 dargestellt und nach Präferenzen für bestimmte Biotoptypen in Gruppen zusammengefaßt (Einteilung nach CLAUSSEN 1980).

16 Arten (36 %) werden als eurytop klassifiziert, 16 Arten (36 %) als uferbewohnend oder mit Präferenz für Uferbiotope, 7 Arten (16 %) leben an oder in Wäldern, 2 Arten (4 %) in Heide- und/oder Hochmoorbiotopen, für 4 Arten (8 %) ist der bevorzugte Biotoptyp nicht bekannt. Der Anteil der Arten ohne spezielle Biotopbindung (eurytop) ist mit 84,4 % weitaus am größten.

Insgesamt 14,6 % der Individuen wurden zu Arten mit Bindung an Gewässerrandbiotope gerechnet. Für diese Arten kann eine Nutzung des Straßengrabens und der Kleingewässer der näheren Umgebung als Entwicklungshabitat angenommen werden; die Larvalentwicklung von Schwebfliegen in Entwässerungsgräben erwähnt z. B. BANKOWSKA (1980).

Für Waldarten stellen die untersuchten Straßenrandbiotope keinen geeigneten Lebensraum dar, der straßenbegleitende Gehölzstreifen genügt ihren ökologischen Anforderungen nicht. Der Individuenanteil von Schwebfliegen mit Präferenz für Waldbiotope beträgt 0,2 %.

Einige Schwebfliegenarten (z. B. Heide- und Hochmoorarten) müssen an den untersuchten Straßenrändern als biotopfremd angesehen werden; es handelt sich bei diesen Arten um Einzelfunde (Individuenanteil 0,1 %).

Tab. 4: Abundanzen und Biotop-Präferenzen der Syrphidae (nach CLAUSSEN 1980) in Straßenrandbiotopen an drei Orten Schleswig – Holsteins. BA = Bankett, ÄS = äußerer Straßenrand, 1 = Östl. Hügelland auf Sand, 2 = Vorgeest auf Sand, 3 = Östl. Hügelland auf Lehm. Ergebnisse aus 12 Fensterfallen (50×50 cm) vom 15. 6. 88 bis 1. 11. 88 (1 u. 2) bzw. vom 1. 8. 88 bis 1. 11. 88 (3) sowie 120 Kescherproben (je 30 Doppelschläge) an 10 Terminen vom 15. 5. 88 bis 1. 10. 88.

Fangmethode:	Kescher				Fensterfalle			Summe
	BA1	ÄS1	BA2	ÄS2	ÄS1	ÄS2	ÄS3	
eurytope Arten								
<i>Helophilus pendulus</i>	0	1	0	1	73	662	63	800
<i>Rhingia campestris</i>	0	0	1	18	5	415	12	451
<i>Melanostoma mellinum</i>	56	30	64	124	7	109	5	395
<i>Platycheirus clypeatus</i>	144	25	46	37	0	7	1	260
<i>Eristalis arbustorum</i>	3	0	2	0	4	71	39	119
<i>Eristalis abusivus</i>	1	0	0	0	8	73	25	107
<i>Neosascia podagrica</i>	0	7	2	6	0	21	8	44
<i>Platycheirus peltatus</i>	0	0	6	2	11	20	2	41
<i>Sphaerophoria scripta</i>	5	4	4	5	1	10	9	38
<i>Metasyrphus corollae</i>	0	2	1	0	7	20	3	33
<i>Platycheirus albimanus</i>	4	0	0	10	1	15	3	33
<i>Syrirta pipiens</i>	1	0	2	5	0	23	1	32
<i>Episyrphus balteatus</i>	0	3	1	1	5	9	3	22
<i>Eristalis intricarius</i>	0	0	0	0	3	10	0	13
<i>Eristalis tenax</i>	0	0	0	0	0	3	2	5
<i>Platycheirus manicatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1
Arten mit Ufer-Präferenz								
<i>Helophilus trivittatus</i>	0	0	0	0	3	265	45	313
<i>Lejogaster metallina</i>	0	1	5	1	0	6	3	16
<i>Cheilosia pagana</i>	0	0	1	9	0	4	0	14
<i>Helophilus hybridus</i>	0	0	0	0	2	9	0	11
<i>Cheilosia albitarsis</i>	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Eristalis nemorum</i>	0	0	0	0	3	5	0	8
<i>Eristalinus sepulcralis</i>	0	0	0	0	0	0	1	1
Ufer-Arten								
<i>Pyrophaena granditarsa</i>	1	3	0	2	1	22	1	30
<i>Tropidia scita</i>	2	2	0	0	6	0	0	10
<i>Chrysogaster hirtella</i>	0	1	0	2	0	0	0	3
<i>Eurhimyia lineata</i>	0	1	0	0	1	1	0	3
<i>Pyrophaena rosarum</i>	0	0	0	0	1	1	0	2
<i>Chrysogaster chalybeata</i>	0	1	0	0	0	1	0	2
<i>Lejogaster splendida</i>	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Anasimyia contracta</i>	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Parhelophilus versicolor</i>	0	0	0	0	1	0	0	1
Arten mit Wald-Präferenz								
<i>Platycheirus scutatus</i>	0	0	0	0	0	4	1	5
<i>Melanostoma scalare</i>	0	0	1	0	0	2	0	3
<i>Eristalis horticola</i>	0	0	0	0	1	1	0	2
<i>Myathropa florea</i>	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Neocnemodon spec.</i>	0	0	0	0	0	0	1	1
Wald-Arten								
<i>Xylota segnis</i>	0	0	0	0	1	3	0	4
<i>Xylota sylvarum</i>	0	0	0	0	0	1	0	1

Fangmethode:	Kescher				Fensterfalle			Summe
	BA1	ÄS1	BA2	ÄS2	ÄS1	ÄS2	ÄS3	
Hochmoor- und Heidearten								
<i>Orthonevra intermedia</i>	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Sericomyia silentis</i>	0	0	0	0	0	1	0	1
Arten mit unklarer Biotoppräferenz								
<i>Orthonevra nobilis</i>	0	2	0	1	0	0	0	3
<i>Pipizella varipes</i>	0	1	0	0	0	1	0	2
<i>Syrphus torvus</i>	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Xanthandrus comtus</i>	0	0	0	0	0	1	0	1

Die Ernährungstypen der Larven der in den Straßenrandbiotopen nachgewiesenen 45 Schwebfliegenarten lassen sich in vier Gruppen einteilen (Abb. 14).

Während mit der Fensterfallen-Methode besonders die größeren, sehr flugaktiven Arten erfaßt wurden, lieferten die Streifnetzfänge als methodisches Pendant überwiegend kleinere Arten mit geringerer Flugaktivität. Die großen und schnell fliegenden Arten aus der Unterfamilie der Eristalinae, die 63 % des Fangergebnisses der Fensterfallen ausmachen, können sich durch Flucht dem Streifnetzfang entziehen, so daß mit dieser Methode lediglich 1,4 % Eristalinae erhalten wurden. Insgesamt konnten 663 Individuen aus 25 Arten durch Abstreifen der Vegetation erfaßt werden, vier davon ausschließlich mit dieser Methode. Die Dominanzstruktur der Schwebfliegen (Syrphidae) aus Kescherfängen zeigt daher eine andere Artenzusammensetzung als die Ergebnisse aus Fensterfallen (Abb. 15).

Eudominante Arten waren *Platycheirus clypeatus* und *Melanostoma mellinum*, die zusammen einen Anteil von 89,2 % bzw. 77,1 % der Streifnetzfänge ausmachten. Beide Arten besuchen zur Pollenaufnahme bevorzugt anemophile Pflanzen wie Gräser und Wegericharten (BASTIAN 1986).

Die besonders hohe Dominanz von *Platycheirus clypeatus* könnte mit dem hohen Anteil des Spitzwegerichs (*Plantago lanceolata*) an der Vegetation des Bankettbereichs des

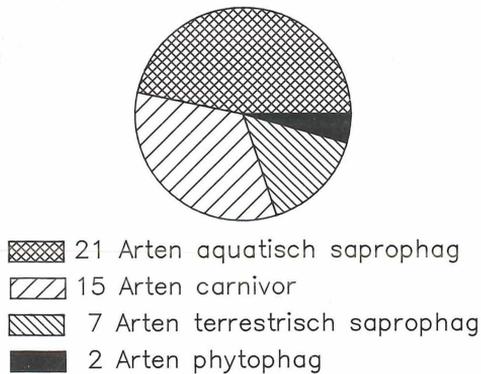
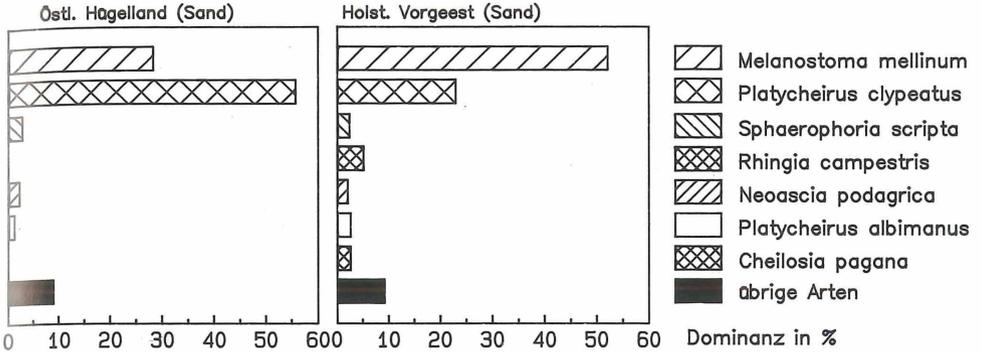


Abb. 14: Larvalentwicklungstypen der Schwebfliegenarten (Syrphidae) aus Straßenrandbiotopen in Schleswig-Holstein. Ergebnisse aus 12 Fensterfallen (50×50 cm) vom 15. 6. 88 bis 1. 11. 88 sowie 120 Kescherproben (je 30 Doppelschläge) an 10 Terminen vom 15. 5. 88 bis 1. 10. 88.

Kescher – Methode



Fensterfallen – Methode

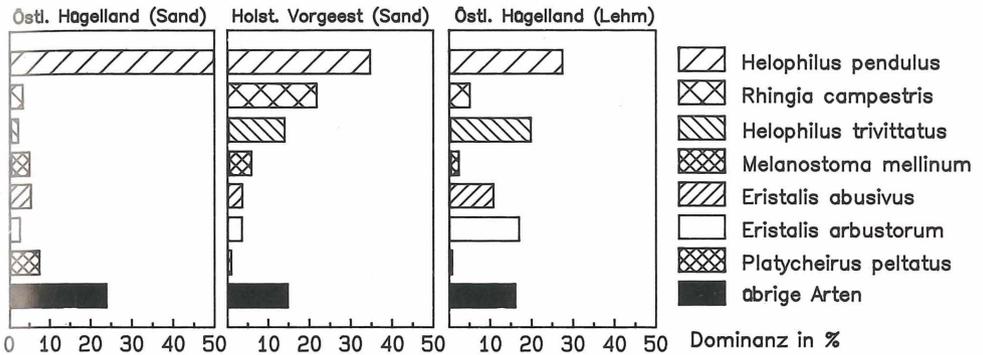


Abb. 15: Dominanzstruktur der Schwebfliegen-Fauna in Straßenrandbiotopen in Schleswig-Holstein. Ergebnisse aus 60 Streifnetzfängen (30 Doppelschläge) an 5 Terminen von 31. 7. 88 bis 1. 10. 88 sowie je 4 Fensterfallen (50×50 cm) vom 1. 8. 88 bis 1. 11. 88 an Straßenrändern im Östlichen Hügelland auf Sand sowie in der Vorgeest auf Sand.

Straßenrandes im östlichen Hügelland auf Sand in Zusammenhang stehen (STELLEMAN & MEEUSE 1976).

Die höchste Flugaktivitätsdichte in den drei am Straßenrand gelegenen Untersuchungsgebiete zeigte *Helophilus pendulus*; die Art ist eurytop mit aquatisch saprophager Larvalentwicklung und in vielen feuchten Biotoptypen die meistgefangene Art (z. B. Hochmoor: BARKEMEYER 1979, 1985, Feuchtgrünland: CLAUSSEN 1982). Der Anteil dieser Art beträgt je nach Gebiet 28 bis 50 % des Gesamtfangs der Fensterfallen.

Die sehr ähnliche *Helophilus trivittatus* zeigt eine wesentlich differenziertere Verteilung der Flugaktivitätsdichte. Sie ist charakteristisch für Ufergebiete von Süßgewässern (CLAUSSEN 1982), in denen auch die Entwicklung der Larven stattfindet.

Rhingia campestris ist eine Art mit Präferenz für Wirtschaftsgrünland mit Weidenutzung; die Larven sind coprophag und nutzen vor allem Rinderkot ("Kuhfladen") als Nahrung. Die Imagines bevorzugen Blüten von purpurroter bis blauer Farbe. In Übereinstimmung mit der Lebensweise ist die Aktivitäts – Dominanz dieser Art mit 23 % signifikant höher am Straßenrand in der Holsteinischen Vorgeest als in den beiden Untersuchungsge-

bieten im Östlichen Hügelland (3 %,4 % bzw. 5,2 %). Die angrenzende Viehweide mit Entwicklungshabitaten für die Larven sowie das an diesem Ort besonders reichhaltige Angebot an geeigneten Nektarpflanzen für die Imagines begünstigen das Auftreten dieser auffälligen Art.

Der zeitliche Verlauf der Flugaktivitätsdichte von Juni bis November 1988 ist in Abb. 16 für die eudominanten Schwebfliegenarten dargestellt. Das Maximum liegt für *Helophilus pendulus*, *Helophilus trivittatus* und *Rhingia campestris* im Zeitraum von Mitte bis Ende August, für *Melanostoma mellinum* im Zeitraum von Mitte Juli bis Anfang August. Ähnliche Verhältnisse fand BARKEMEYER (1984) mit der Farbschalen – Methode. Die Aktivitätsdichte ist stark witterungsabhängig und z. B. bei Nebel, Regen oder niedriger Strahlungsintensität stark vermindert (GROSSER & KLAPPERSTÜCK 1977).

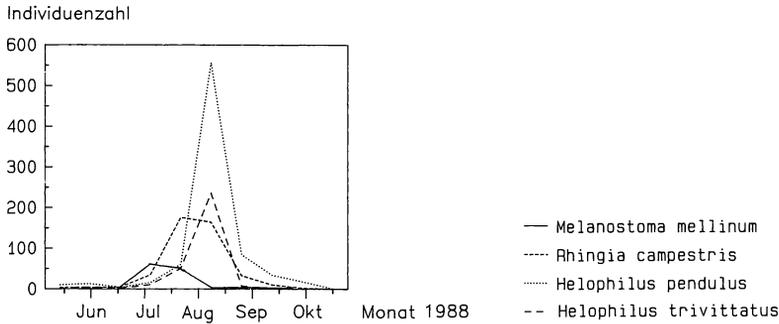


Abb. 16: Phänologie der Flugaktivitätsdichte von *Helophilus pendulus*, *Helophilus trivittatus*, *Rhingia campestris* und *Melanostoma mellinum* im äußeren Randbereich von Bundesstraßen in Schleswig-Holstein. Ergebnisse aus 4 Fensterfallen (50×50 cm) von 1. 6. 88 bis 1. 11. 88.

Schmetterlinge (Lepidoptera)

Eine Darstellung des Gesamtabundanz der Lepidoptera in den drei Untersuchungsgebieten ist in Tab. 5 angegeben. Es ist zu berücksichtigen, daß die Probenzahl in allen drei Untersuchungsgebieten unterschiedlich ist. Für vergleichende Betrachtungen wurden daher die Ergebnisse ab 1. 8. 88 verwendet (gleiche Probenzahl ab diesem Termin).

Tab. 5: Abundanzen der Schmetterlinge (Lepidoptera) in Straßenrandbiotopen in Schleswig-Holstein. Ergebnisse aus 12 Fensterfallen (50×50 cm).

ÖH 1: Straßenrand im Östlichen Hügelland (B 4, Kiel)
 ÖH 2: Straßenrand im Östlichen Hügelland (B 430, Bornhöved)
 HV: Straßenrand in der Holst. Vorgeest (B 430, Hohenwestedt)

Art	ÖH 1	HV	ÖH 2	Summe
<i>Autographa gamma</i>	10	90	111	211
<i>Amphipoea fucosa</i>	8	13	7	28
<i>Scotopteryx chenopodiata</i>	1	3	19	23
<i>Xestia xanthographa</i>	0	1	20	21
<i>Diachrysis chrysitis</i>	0	9	6	15
<i>Ochropleura plecta</i>	0	4	8	12
<i>Pieris napi</i>	4	2	6	12

Art	ÖH 1	HV	ÖH 2	Summe
<i>Aglais urticae</i>	1	4	5	10
<i>Epione repandaria</i>	8		0	8
<i>Xestia sexstrigata</i>	0	1	7	8
<i>Gortyna flavago</i>	5	1	2	8
<i>Noctua pronuba</i>	1	4	2	7
<i>Abrostola trigemina</i>	0	0	7	7
<i>Mesapamea secalis</i>	2	4	0	6
<i>Xanthia togata</i>	6	0	0	6
<i>Hypena proboscidalis</i>	3	3	0	6
<i>Aphantopus hyperantus</i>	0	6	0	6
<i>Hydroecia micacea</i>	1	2	2	5
<i>Xanthorhoe montanata</i>	2	2	0	4
<i>Cerapteryx graminis</i>	0	2	2	4
<i>Actinotia polyodon</i>	2	0	1	3
<i>Naenia typica</i>	2	0	1	3
<i>Apamea crenata</i>	0	3	0	3
<i>Oligia latruncula</i>	3	0	0	3
<i>Epirrita dilutata</i>	2	0	0	2
<i>Hydriomena furcata</i>	2	0	0	2
<i>Xanthorhoe ferrugata</i>	0	2	0	2
<i>Noctua interjecta</i>	2	0	0	2
<i>Xestia c - nigrum</i>	0	0	2	2
<i>Hoplodrina alsines</i>	1	1	0	2
<i>Ipimorpha retusa</i>	0	1	1	2
<i>Nonagria typhae</i>	0	0	2	2
<i>Agrochola helvola</i>	1	0	1	2
<i>Thymelicus silvestris</i>	1	1	0	2
<i>Colotois pennaria</i>	1	0	0	1
<i>Epirrhoe alternata</i>	0	1	0	1
<i>Eulithis testata</i>	0	1	0	1
<i>Eupithecia succenturiata</i>	0	0	1	1
<i>Operophtera brumata</i>	0	1	0	1
<i>Xanthorhoe fluctuata</i>	0	0	1	1
<i>Idaea emarginata</i>	1	0	0	1
<i>Scopula spec.</i>	0	1	0	1
<i>Diarsia mendica</i>	1	0	0	1
<i>Graphiphora augur</i>	1	0	0	1
<i>Amphipyra pyramidea</i>	0	0	1	1
<i>Noctua janthina</i>	1	0	0	1
<i>Amphipyra tragopogonis</i>	0	1	0	1
<i>Apamea ophiogramma</i>	0	1	0	1
<i>Enargia ypsilon</i>	0	1	0	1
<i>Euplexia lucipara</i>	1	0	0	1
<i>Rusina ferruginea</i>	0	1	0	1
<i>Xanthia icteritia</i>	1	0	0	1
<i>Hadena rivularis</i>	1	0	0	1
<i>Heliophobus reticulata</i>	1	0	0	1
<i>Mamestra oleracea</i>	1	0	0	1
<i>Mamestra w-latinum</i>	1	0	0	1
<i>Inachis io</i>	0	0	1	1
<i>Vanessa atalanta</i>	0	1	0	1
<i>Vanessa cardui</i>	0	1	0	1
<i>Anthocharis cardamines</i>	0	1	0	1
<i>Pieris brassicae</i>	0	0	1	1

In den untersuchten Straßenrandbiotopen wurden mit der Fensterfallenmethode insgesamt 466 Imagines von 61 Arten nachgewiesen. Bei zehn Arten konnten die Präimaginalstadien an der Straßenrandvegetation festgestellt werden.

Die Raupen des Braunen Bären *Arctia caja* (Arctiidae) sind polyphag an niedriger Vegetation. Am 15. 6. 88 wurde eine erwachsene Raupe beobachtet (Straßenrand im Östl. Hügelland). Drei weitere Raupen der Art wurden im 3. Larvenstadium am 1. 10. 88 an Wasserdost (*Eupatorium cannabinum*) gefunden (rückwärtiger Straßenrand in der Vorgeest).

Phragmatobia fuliginosa (Arctiidae) wurde am 23. 7. 88 im letzten Larvalstadium im Bankettbereich (Östl. Hügelland) angetroffen (zwei Individuen). Der Rostbär bildet zwei Generationen im Jahr, die Larven sind polyphag an niedriger Vegetation.

Die Grasglucke *Philudoria potatoria* (Lasiocampidae) konnte im zweiten und dritten Larvalstadium beim Abstreifen der Vegetation des äußeren Straßenrandbereichs in der Vorgeest am 1. 10. 88 in zwei Exemplaren nachgewiesen werden. Die Raupen der univoltinen Art bevorzugen feuchte Wiesen oder Säume (FORSTER & WOHLFAHRT 1960) und ernähren sich von (überwiegend harten) Gräsern. Ich konnte die Art in einer dem Straßenrand (Östl. Hügelland) benachbarten Feuchtwiese mehrfach an Schilf (*Phragmites australis*) beobachten.

Die Spannerart *Eupithecia linariata* (Geometridae) lebt monophag an den Blüten und in den Früchten von Leinkraut (*Linaria vulgaris*). 8 Raupen der bivoltinen Art wurden an 20 fruchtenden Pflanzen von *Linaria vulgaris* am 4. 8. 88 gefunden (äußerer Straßenrand, Vorgeest).

Die kleine tagaktive Art *Callistege mi* (Noctuidae) konnte im Imaginalstadium Ende Mai an mehreren Straßenrandabschnitten im Östl. Hügelland (auf Sand) und in der Vorgeest beobachtet werden (10 Individuen). Die Raupen dieser Art konnten im August durch Abstreifen der Vegetation im Bankettbereich und im äußeren Straßenrandbereich nachgewiesen werden (3. bis 5. Larvalstadium).

Die Raupen der Erbseneule *Mamestra pisi* (Noctuidae) leben polyphag in niedriger Vegetation. Im August 1988 wurden drei Individuen (4. Stadium) von der Vegetation im Bankettbereich und im äußeren Randbereich des Untersuchungsgebietes im Östl. Hügelland (auf Sand) abgestreift.

Der Kamillenmönch *Cucullia chamomilla* (Noctuidae) besiedelt als Raupe überwiegend trockene Standorte mit Beständen seiner Futterpflanzen (mehrere Kompositen, vor allem *Matricaria*-Arten). Am Straßenrand im Östlichen Hügelland (auf Sand) wurden drei Raupen der Art an *Matricaria inodora* gefunden.

Die Eulenart *Hadena bicruris* (Noctuidae) ist ein steter Begleiter der Weißen Lichtnelke (*Melandrium album*) und wurde in allen untersuchten Straßenrandflächen in den Samenkapseln dieser Pflanzenart gefunden. Die besetzten Samenkapseln sind schon äußerlich durch Löcher, Verfärbungen und Kotalwurf erkennbar.

Apamea remissa (Noctuidae) wurde am Straßenrand im Östl. Hügelland (auf Sand) festgestellt. Drei Puppen der Art wurden im Januar 1988 in den hohlen Stengeln von Bärenklau (*Heracleum sphondylium*) gefunden. Als Nahrungspflanzen werden Gräser angegeben; es ist daher anzunehmen, daß die *Heracleum*-Stengel als Überwinterungs- und Verpuppungshabitat dienen.

Die meisten der mit Fensterfallen nachgewiesenen Lepidoptera sind als nicht indigen einzuschätzen. Es dürfte sich um Individuen handeln, die das Blütenangebot der Straßenränder nutzen (Hospites) sowie um biotopfremde zufällige Einflüge (Alieni) (Einteilung nach TISCHLER 1984).

Die Eulenfalter (Noctuidae) stellen mit 82 % der Individuen (62 % der Arten) die größte Gruppe dar, gefolgt von den Spannern (Geometridae, 10,5 % der Individuen, 23 % der

Arten). Die zusammengefassten Familien der Tagfalter (Rhopalocera) sind mit 7,5 % der Individuen (15 % der Arten) vertreten.

Der hohe Anteil der Noctuidae am Gesamtfang ist wahrscheinlich aufgrund der im Vergleich zu den Geometridae größeren Flugaktivität der meist robusten und schnell fliegenden Noctuidae – Arten zustande gekommen. Die artenreiche Familie der Geometridae ist dadurch unterrepräsentiert.

Im Folgenden werden die Ergebnisse für alle Schmetterlingsarten beschrieben, deren Aktivitäts-Dominanzen in einem der Untersuchungsgebiete größer als 5,0 % waren.

Die größte Flugaktivitätsdichte wies in allen Untersuchungsgebieten die Gammaeule (*Autographa gamma*) auf. Die alljährlich aus Südeuropa einwandernde Art kann nur in Ausnahmefällen als Raupe den mitteleuropäischen Winter überdauern. Die hohe Aktivitäts-Dominanz der Art (13–65 %, durchschnittlich 45 %) ist sicherlich zum Teil auf die hohe Flugaktivität zurückzuführen, bei günstiger Witterung ist die Art auch ein tagaktiver Blütenbesucher. Das Maximum der Aktivitätsdichte wurde in der Zeit vom 1. 9. 88 bis 15. 9. 88 registriert.

Die Art *Amphipoea fucosa* (Noctuidae) wurde an allen untersuchten Straßenrandabschnitten nachgewiesen. Die Raupe lebt in der bodennahen Krautschicht und ernährt sich überwiegend von Gräsern (FORSTER & WOHLFAHRT 1971). Die euryöke Art hat ihren Verbreitungsschwerpunkt im feuchten bis nassen Grünland, besiedelt aber auch andere Biotope, z. B. Grünflächen in urbanen Bereichen. Die Dominanz variierte in den Untersuchungsgebieten von 3,2 % bis 10,4 %.

Scotopteryx chenopodiata (Geometridae) lebt als Raupe oligophag an verschiedenen Arten der Fabaceae, z. B. *Vicia cracca*, sowie an Gräsern (KOCH 1976). Die Art wurde an allen Untersuchungsorten gefunden, jedoch lediglich im Östlichen Hügelland (B 430) in höheren Abundanzen (19 Individuen, Aktivitäts – Dominanz 8,8 %). Dies steht im Einklang mit eigenen Befunden. Ich konnte die Art häufig an trockeneren Stellen mit reich entwickelter Krautschicht beobachten, vor allem an südexponierten Böschungen an Straßenrändern.

Xestia xanthographa (Noctuidae) wurde am Straßenrand im Östlichen Hügelland (auf Lehm) als dominante Art registriert (20 Individuen, Aktivitäts-Dominanz 9,2 %). Die polyphage Raupe lebt in der bodennahen Krautschicht. (FORSTER & WOHLFAHRT 1971).

Epione repandaria (Geometridae) nutzt im Larvalstadium verschiedene Strauchgehölze als Nahrungspflanze und ist in feuchten Biotopen weit verbreitet (KOCH 1976). Die Art konnte nur am Straßenrand im Östlichen Hügelland (auf Sand) nachgewiesen werden. Hier erreichte sie eine Aktivitäts-Dominanz von 10,4 %. Mögliche Entwicklungsbiotope der Raupen sind hier der straßenbegleitende Gehölzstreifen (Weiden-Erlen-Gebüsch) sowie Weiden- und Erlengebüsche des benachbarten Niedermoorgebietes.

Die Weidengelbeule *Xanthia togata* (Noctuidae) bevorzugt feuchte Gebiete mit Weidengebüsch, wo auch die Eiablage stattfindet. Die Raupen schlüpfen bereits im März und nutzen zunächst Weidenkätzchen als Nahrung, später verlassen sie die Sträucher und fressen krautige Pflanzen (FORSTER & WOHLFAHRT 1971). Die bis Oktober aktive Art wurde nur am Straßenrand im Östlichen Hügelland (B4 bei Kiel) gefunden (Aktivitäts – Dominanz 7,8 %).

Gortyna flavago (Noctuidae), die Kletteneule, konnte in allen untersuchten Straßenrandbiotopen gefunden werden. Die Raupe lebt endophag in den Stengeln verschiedener Staudengewächse, die Entwicklungsdauer beträgt mehrere Monate (FORSTER & WOHLFAHRT 1971). Die in Schleswig-Holstein von Mitte September bis Mitte Oktober fliegende Art bevorzugt feuchte Hochstaudenrieder, im Östlichen Hügelland (auf Sand) erreicht sie eine Aktivitäts-Dominanz von 6,5 %.

Der Rapsweißling *Pieris napi* (Pieridae) zählt zu den häufigsten Tagfalterarten der europäischen Kulturlandschaft und war auch bei der vorliegenden Untersuchung die häufigste Art dieser Gruppe. Futterpflanzen der Raupen sind viele Kreuzblütler, darunter auch zahlreiche Kulturpflanzen. Der Rapsweißling konnte an allen untersuchten Straßenrändern festgestellt werden (Aktivitätsdominanz 1,5 bis 8,0 %).

Noctua interjecta (Noctuidae) ist eine arealerweiternde Eulenart, die erst vor einigen Jahrzehnten in Schleswig-Holstein bodenständig geworden ist (WARNECKE 1956). Aus südwestlicher Richtung hat sich die Art heute bis weit in den nordosteuropäischen Raum ausbreiten können, sie wird als Kulturfolger bezeichnet (LOBENSTEIN 1982). Am Straßenrand im Östlichen Hügelland wurden zwei Individuen der Art registriert. Als Nahrungspflanzen werden Krautpflanzen genannt, KOCH (1976) erwähnt auch die Traubenkirsche (*Prunus padus*) und die Heckenkirsche (*Lonicera xylosteum*) als Nahrungspflanzen. *Lonicera xylosteum* kommt häufig als Begleiter der Gehölzpflanzen der Nachbarbiotope vor.

Actinotia polyodon (Noctuidae) wurde vereinzelt in beiden Untersuchungsgebieten im Östlichen Hügelland gefunden. Als Nahrungspflanzen werden *Hypericum perforatum* und *Astragalus*-Arten angegeben (KOCH 1976).

In den Samenkapseln von Nelkengewächsen leben die Raupen von *Hadena rivularis* (Noctuidae) und *Heliophobus reticulata* (Noctuidae). Die beiden Arten wurden in je einem Exemplar am Straßenrand im Östlichen Hügelland (auf Sand) registriert (Fensterfallen-Methode).

Hydroecia micacea (Noctuidae) trat vereinzelt in allen untersuchten Straßenrandbiotopen auf. Die Raupen der Markeule leben endophag in den Wurzeln vieler größerer Krautpflanzen (*Iris*, *Glyceria*, *Petasites*) vor allem in feuchten Bereichen.

Ipimorpha retusa (Noctuidae) bevorzugt Weiden-, Pappel- und Erlengebüsche in feuchteren Biotopen. Je ein Individuum der Art wurde am Straßenrand in der Holsteinischen Vorgeest sowie im Östlichen Hügelland (auf Lehm) gefunden.

Nonagria typhae (Noctuidae) ist eine hygrophile Schmetterlingsart, deren Raupen in den Stengeln von Pflanzen der Röhrlichtzone, vor allem Rohrkolben (*Typha*) leben. Zwei Imagines dieser Art wurden am Straßenrand im Östl. Hügelland (auf Lehm) mit Fensterfallen registriert.

Ein Vergleich der Aktivitäts-Dominanzstruktur der Lepidoptera in den drei Untersuchungsgebieten zeigt Abb. 17.

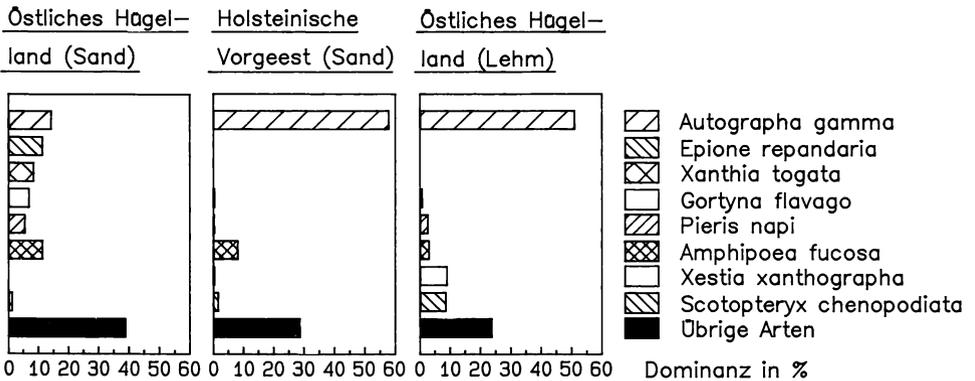


Abb. 17: Aktivitäts- Dominanzstruktur der Lepidoptera an Straßenrändern in Schleswig-Holstein. Ergebnisse aus 12 Fensterfallen (50×50 cm) vom 1. 8. 88 bis 1. 11. 88.

6.2 Die Richtungsabhängigkeit der Flugaktivitätsdichte bei Schwebfliegen (Syrphidae) und Schmetterlingen (Lepidoptera)

Es ist möglich, daß sich vor allem blütenbesuchende Insekten bevorzugt entlang der blütenreichen Hochstaudensäume bewegen. In diesem Falle müßte sich mit den richtungsselektiven Fensterfallen eine höhere Flugaktivitätsdichte parallel zum Straßenverlauf ermitteln lassen, als in der dazu senkrechten Richtung.

Eine quantitative Auswertung der Richtungsabhängigkeit der Flugaktivitätsdichte setzt eine hohe Individuenzahl voraus, da ein großer Teil des Einflugs in die Fensterfallen ungerichtet erfolgt. Aus diesem Grund wurden die Syrphidae sowie die Lepidoptera zusammengefaßt ausgewertet.

Es wurden dabei die Ergebnisse von je vier Fensterfallen an Bundesstraßen im Östlichen Hügelland auf Lehm sowie in der Holsteinischen Vorgeest auf Sand in die Auswertung einbezogen.

Die Bezeichnung der einzelnen Raumrichtungen sowie die Berechnung des mittleren Winkels der Flugrichtung erfolgte nach dem in Kap. 4 dargestellten Schema. Eine Gesamt-abundanz von mindestens 10 Individuen je Ort und Probennahmeintervall wurde dabei vorausgesetzt.

Tab. 6: Richtungsabhängigkeit der relativen Flugaktivitätsdichten der Syrphidae und der Lepidoptera, ermittelt aus den Ergebnissen von je vier Fensterfallen im äußeren Straßenrandbereich von zwei Bundesstraßen in Schleswig-Holstein; weitere Erläuterungen siehe Text.

a) Bundesstraße B 430 bei Hohenwestedt (Holst. Vorgeest)

Richtung		N1	N2	N3	N4	N3+N4/N1+N2	α
Syrphidae	1. 7. – 15. 7.	7	5	6	9	1,25	236
	15. 7. – 1. 8.	23	22	23	912	53	269
	1. 8. – 15. 8.	116	92	50	154	0,98	257
	15. 8. – 1. 9.	203	222	140	446	1,38	273
	1. 9. – 15. 9.	19	37	11	40	0,91	301
	15. 9. – 1. 10.	11	8	4	16	1,05	256
Summe	1. 7. – 1. 10.	379	386	234	756	1,29	
Lepidoptera	1. 7. – 15. 7.	3	6	1	3	0,44	326
	15. 7. – 1. 8.	4	10	4	5	0,64	350
	1. 8. – 15. 8.	4	9	5	8	1,00	330
	15. 8. – 1. 9.	5	8	11	8	1,46	345
	1. 9. – 15. 9.	14	17	15	17	1,03	326
	15. 9. – 1. 10.	1	4	2	3	1,00	341
Summe	1. 7. – 1. 10.	31	54	38	44	0,96	

b) Bundesstraße B 430 bei Bornhöved (Östl. Hügelland)

Richtung		N1	N2	N3	N4	N3+N4/N1+N2	α
Syrphidae	1. 8. – 15. 8.	10	23	13	12	0,76	4
	15. 8. – 1. 9.	33	30	63	25	1,40	94
	1. 9. – 15. 9.	1	6	5	2	1,00	31
	15. 9. – 1. 10.	1	1	1	0	–	–
Summe	1. 8. – 1. 10.	45	60	82	39	1,15	

Richtung		N1	N2	N3	N4	N3+N4/N1+N2	α
Lepidoptera	1. 8. – 15. 8.	25	7	4	13	0,53	207
	15. 8. – 1. 9.	29	11	9	10	0,48	183
	1. 9. – 15. 9.	26	3	10	4	0,48	165
	15. 9. – 1. 10.	24	1	7	12	0,76	192
Summe	1. 8. – 1. 10.	104	22	30	39	0,55	

c) Gesamtsumme

a) + b): 559 522 384 878 1,17

Die Ergebnisse (Tab. 6) lassen folgende Aussagen zu:

1.) Die Flugaktivitätsdichte der Syrphidae und Lepidoptera in den Richtungen parallel zum Straßenverlauf ist in der Summe nicht signifikant verschieden von der Flugaktivitätsdichte in den Richtungen senkrecht zum Straßenverlauf (Quotient: parallel/senkrecht 1,17).

2.) Die Verteilung der Fangergebnisse auf die in verschiedene Raumrichtungen weisen den Auffanggefäße ist ungleichmäßig, es zeigt sich eine bemerkenswerte Anhäufung für bestimmte Richtungen (innerhalb der Untersuchungsgebiete). Diese ist über Zeiträume von mehreren Monaten mehr oder weniger konstant, variiert jedoch von Ort zu Ort. Es wird daher angenommen, daß es sich hierbei um kleinräumige Einflüsse der jeweiligen Geländestruktur auf das Flugverhalten handelt, wie z. B. durch Windschatten bewirkte Effekte, die von LEWIS & STEPHENSON (1966) erwähnt werden.

Ein Einfluß der mittleren Windrichtung müßte sich hingegen gleichsinnig in allen Untersuchungsgebieten auswirken. Automatische Registrierung der Windgeschwindigkeit durch Datalogger in Zusammenhang mit Messungen der Windrichtung an zwei Tagen im August 1988 wurden kombiniert mit der Auswertung der Fangergebnisse. Als Resultat wurde eine ausgeprägte Tagesperiodik der Flugaktivitätsdichte, jedoch kein signifikanter Einfluß der Windrichtung festgestellt.

3.) Die Untersuchungsergebnisse stehen nicht im Widerspruch zum Vorhandensein eines Leitlinieneffektes der Straßenränder, da eine zwischen den Grenzen von Saumbiotopen "pendelnde" Flugbahn der Insekten möglich ist.

6.3 Stengel als Überwinterungshabitate an Straßenrändern

An drei Terminen im Dezember 1987 und im Januar 1988 wurden abgestorbene Stengel von insgesamt acht Pflanzenarten des äußeren Straßenrandbereichs von Bundesstraßen im Östlichen Hügelland eingetragen. Die Art und Anzahl der Stengel sowie deren durchschnittliche Länge gibt folgende Tabelle an:

Pflanzenart	Anzahl	Länge/Halm (cm)
<i>Aegopodium podagraria</i>	20	105
<i>Artemisia vulgaris</i>	35	145
<i>Tanacetum vulgare</i>	50	100
<i>Cirsium arvense</i>	15	110
<i>Urtica dioica</i>	20	90
<i>Solidago canadensis</i>	20	95
<i>Daucus carota</i>	5	70
<i>Heracleum sphondylium</i>	35	185

Durch Aufschneiden der Stengel wurde der Besatz mit Überwinterungsstadien phytophager Insekten ermittelt. Drei der erwähnten Pflanzenarten wiesen dabei einen Besatz mit charakteristischen Arten auf (saprophage Larven wurden nicht berücksichtigt):

Die abgestorbenen Pflanzen von *Cirsium arvense* wiesen insgesamt acht längliche Blattstengelgallen der Art *Urophora cardui* (Diptera Tephritidae) auf. Jede Galle war mit mehreren (3–8) Larven der Art besetzt.

In den Hohlräumen der Stengel von *Heracleum sphondylium* wurden 12 Larven des Bockkäfers *Agapanthia villosoviridescens* (Coleoptera Cerambycidae) nachgewiesen. Die Larven fressen unter Durchbohrung der Nodien über Strecken von bis zu einem Meter das Mark. In den oberen Stengelteilen wurden außerdem drei Puppen von *Apamea remissa* (Lepidoptera, Noctuidae) gefunden.

Charakteristisch für *Artemisia vulgaris* ist die Bohrfliege *Oxyina parietina*, deren Larven mit hoher Präsenz im Stengelmark gefunden wurden. Insgesamt wurden 316 Larven nachgewiesen, in der Regel zu 1–3 im Bereich der Stengelverzweigungen. Eine Stengeldicke von 6–7 mm wird deutlich bevorzugt. Eine der untersuchten Pflanzen enthielt eine Larve von *Agapanthia villosoviridescens* (s. o.). Die Untersuchung belegt exemplarisch die Rolle abgestorbener Staudengewächse als Überwinterungshabitate phytophager Insektenarten an Straßenrändern, wengleich eine genauere Analyse dieses Themenkomplexes eingehendere Freilanduntersuchungen erfordert.

7. Diskussion

Während für die laufaktiven Arthropodengruppen der Bodenoberfläche, Carabidae und Staphylinidae, die Isolationswirkung der Straßen sowie der Verkehrstod einen zum Teil drastischen Rückgang der Individuen- und Artenzahlen am Straßenrand im Vergleich zu den Umgebungsbiotopen bewirken (MADER 1979), weisen die in dieser Arbeit untersuchten Straßenrandbiotope ein charakteristisches, zonenspezifisches Arteninventar von phytophagen Insekten auf, das sowohl hinsichtlich der Artenvielfalt als auch der Besiedlungsdichte durchaus mit Flächenbiotopen ähnlicher Struktur vergleichbar ist. Da Straßenränder in der Kulturlandschaft einen mit 2 % der Landesfläche für Saumbiotope hohen Flächenanteil aufweisen, stellen sie für viele Arten phytophager Insekten ein Rückzugs- oder Restgebiet dar.

Die Auswirkungen des Straßenbaus auf verschiedene Taxa der Arthropoda sind durch unterschiedliche Faktoren begründet:

Die Fortbewegung phytophager Insekten erfolgt in der Ausbreitungsphase in der Regel durch Flug der Imagines. Der Aktionsradius ist bei dieser Ausbreitungsart sowohl wegen der zumeist höheren Geschwindigkeit der Bewegung als auch aufgrund des geringeren Raumwiderstandes des Luftraums wesentlich größer als für die überwiegend laufenden Arten der epigäischen Fauna.

Vielen Phytophagen ist auf diese Weise die Überwindung ökologischer Barrieren wesentlich erleichtert, zumal die Temperatur- und Feuchtigkeitsgradienten im Übergangsbereich Asphaltdecke-Vegetation an der Bodenoberfläche größer als im darüber befindlichen Luftraum sind. Ein Hinweis in diese Richtung ist auch die Pionierrolle flugfähiger, zumeist kleinerer Carabidae-Arten und der passiv am Fadenfloß "flugfähigen" Linyphiidae in durch Straßenbau neu entstandenen Randflächen (WOLLWEBER, pers. Mitt.). Die Besiedlung dieser Flächen durch Arten mit ausschließlich laufender Fortbewegungsweise (die meisten Carabidae, Lycosidae) erfolgt dagegen sehr zögernd.

Die Nahrungsspezialisierung vieler phytophager Insekten (z. B. Curculionidae, Lepidoptera) erfordert in der Ausbreitungsphase ein hohes Auffindevermögen für die potentiellen Nahrungspflanzen, besonders wenn diese nur in isolierten Beständen vorkommen. Ermöglicht wird dies den spezialisierten Arten durch sinnesphysiologische Anpassungen an optische oder chemische Eigenschaften der Futterpflanze ergänzt durch ein spezifisches Verhaltensrepertoire. Diesem Auffindevermögen in der Ausbreitungsphase steht oft eine relative Ortstreue der Stadien in der Entwicklungsphase gegenüber, deren deutlichste Ausprägung in der bei vielen spezialisierten Arten auftretenden Endophagie besteht.

Aus diesen Formen der Anpassung resultiert eine Konzentration spezialisierter phytophager Arten an den Orten des Vorkommens ihrer jeweiligen Nahrungspflanzen, während sich Predatoren meist unspezifischer ernähren und in ihrer kleinräumigen Verbreitung eher von klimatischen Faktoren abhängig sind.

Als Konsequenz der räumlich engen Bindung an das Vorkommen der bevorzugten Nahrungspflanzen ist der Minimalarealanspruch (HEYDEMANN 1981) vieler phytophager Arten für die Entwicklung auch durch schmale Saumbiotopie wie Straßenränder erfüllt. Zudem können die kleinräumig zonierten bis mosaikartig gegliederten Vegetationsformen eine Fülle von ökologisch unterschiedlichen Mikrohabitaten bereitstellen (HEYDEMANN 1980), deren Besetzung durch Arten mit unterschiedlichen Lebensraumanprüchen dem Straßenrand den Charakter eines "Ökoton" verleiht (SCHWERDTFEGER 1968).

Das Unfallrisiko lauffaktiver Arthropoden der Bodenoberfläche ist ungleich höher als für viele phytophage Insektenarten, die ihre Nahrungspflanzen fast nie verlassen. Zudem ist die durchschnittliche Lebensdauer der Imaginalstadien z.B. der Carabidae mit mehreren Monaten bis einigen Jahren signifikant höher als bei den Phytophagen, die meist nur einige Wochen alt werden. Die jahreszeitliche Synchronisation mit der Entwicklung der Nahrungspflanzen erzwingt bei vielen Arten eine Winterdiapause, während räuberische Arthropoden oft das ganze Jahr über aktiv sind, soweit die Witterungsverhältnisse das ermöglichen.

Als Primärkonsumenten gehören die phytophagen Insekten einer niedrigen trophischen Ebene an. Es ist anzunehmen, daß mit der Nahrung aufgenommene Schadstoffe (Bleiverbindungen, halogenierte Kohlenwasserstoffe etc.), die im Straßenrandbereich vergleichsweise hohe Konzentrationen erreichen (STEBING & KIRSCHBAUM 1976) besonders in den höheren trophischen Ebenen angereichert werden. So fand SCHNEIDER (1984) keine signifikanten Veränderungen der Curculionidae-Fauna in unterschiedlich immissionsbelasteten Gebieten, während z. B. für Carabidae entsprechende Befunde vorliegen (FREITAG & HASTINGS 1973).

Eine Auswirkung der Schadstoffbelastung kann auch in der Schädigung der Vitalität der Wirtspflanzen bestehen, deren Palette biochemischer Abwehrmechanismen gegen phytophage Tierarten (SCHLEE 1986) in Mitleidenschaft gezogen sein könnte. Die Präferenz einiger Phytophager für kümmernde Pflanzenindividuen ist allgemein bekannt.

Die Zusammensetzung und die Struktur der Vegetation an Straßenrändern zeigt eine ausgeprägte, von der Bewirtschaftung abhängige Zonierung, die sich aufgrund der ökologischen Spezialisierung im Artenspektrum der phytophagen Insekten widerspiegelt, die diese Vegetation als Nahrungsressource nutzen. Als Hauptaspekte dieser Zonierung lassen sich die mehrmals jährlich gemähten, von Gräsern dominierten Flächen der Bankettbereiche sowie die maximal einmal im Jahr gemähten Bereiche mit Hochstaudengewächsen und hohem Deckungsgrad von Krautpflanzen im äußeren oder rückwärtigen Straßenrand unterscheiden.

Eine Analyse der Phytophagenfauna dieser Bereiche liefert folgende Befunde:

Eine geringere Artenzahl in den mehrmals gemähten Flächen, deren Arteninventar von eurytopen und vielfach euryöken Phytophagenarten geprägt ist, die auch im Wirtschaftsgrünland vorkommen. Die im Vergleich zu landwirtschaftlich genutzten Flächen eher als "extensiv" zu bezeichnende Pflege begünstigt dennoch das Auftreten einiger spezialisierter Arten, die im Intensivgrünland fehlen.

Die Region des rückwärtigen Straßenrandes bildet demgegenüber den Lebensraum einer Reihe von mahdempfindlichen Pflanzenarten, die dem Wirtschaftsgrünland völlig fehlen oder dort nicht zur Blütenentwicklung und Fruchtreife gelangen. Viele dieser Pflanzen sind von hochspezialisierten Phytophagen besiedelt, die oft auf bestimmte Teile der Pflanze, häufig gerade Blüten und Früchte angewiesen sind (Curculionidae). Die Verbreitung solcher Arten ist somit wesentlich an Saumbiotope mit niedriger Mahdintensität gebunden.

Der rückwärtige Straßenrand stellt durch ein hohes Blütenangebot eine wichtige Nahrungsressource für blütenbesuchende Insekten dar (FREE 1975). Meist handelt es sich um Arten mit doppeltem Biotopanspruch, deren Larvalentwicklung in anderen Lebensräumen stattfindet. Die Attraktivität der Straßenrandbiotope für diese Arten ist dabei mit der Quantität des Blütenangebots korreliert.

Die abgestorbenen Stengel einiger Hochstaudengewächse dienen als Überwinterungshabitat von Phytophagen verschiedener taxonomischer Gruppen. Einige nutzen bereits während ihrer Entwicklungszeit das Stengelmark als Nahrung, andere dringen erst nachträglich zur Überwinterung in Hohlräume ein. Für alle diese Arten stellt die herbstliche Mahd eine einschneidende Beeinträchtigung ihrer Entwicklungschancen dar.

Im Bereich der Holsteinischen Vorgeest wurden aus den Phytophagenfamilien Curculionidae und Auchenorrhyncha eine bei gleicher Methodik und Probenquantität um ca. 25 % geringere Individuen- und Artenzahl registriert. Dieser Befund geht wesentlich auf die magerere und artenärmere Vegetation der Bankettbereiche in der Vorgeest zurück. Die niedrige Vegetation und zeitweise starke Austrocknung dieser Flächen reduzieren die Besiedlungsdichte, führen jedoch zu höheren Dominanzen bei einigen Auchenorrhyncha-Arten mit Präferenz für trockenere Grünlandbiotope. Die starke Entkalkung in dieser Zone fördert das Auftreten von z. B. *Rumex acetosella*, auf diese Pflanze spezialisierte Curculionidae treten daher im Bereich der Vorgeest in höheren Individuen- und Artenzahlen auf.

Der Bereich des äußeren Straßenrandes ist dagegen durch Nährstoffeintrag aus den angrenzenden landwirtschaftlichen Nutzflächen in beiden Landschaftsräumen durch nitrophile Pflanzen und eine üppige Krautschicht gekennzeichnet, die Unterschiede in der Individuen- und Artenzahl sind hier wesentlich geringer.

Eine direkte Verbundwirkung von Biotopen durch Straßenränder kann für Flächen ähnlichen Typs angenommen werden, im Falle der in dieser Arbeit untersuchten Straßenrandflächen also für extensiv bewirtschaftete Wiesen (besonders Glatthaferwiesen). Der hohe Anteil von Zikadenarten mit Präferenz für diesen Wiesentyp, die in intensiv genutzten Grünlandtypen nicht auftreten oder aber stark zurückgehen (MÜLLER 1987), bekräftigt diese Annahme. Als häufige Strukturelemente des straßenbegleitenden Grünlands könnten auch die Straßengraben (für Ufer- und Feuchtbiotope) und der straßenbegleitende Gehölzstreifen (für Heckenbiotope) eine gewisse Verbundwirkung aufweisen (HEYDEMANN & MIETH 1985). Das indigene Vorkommen von phytophagen Insektenarten an typischen Pflanzenarten feuchter Biotope (z. B. an *Lythrum salicaria* und *Lysimachia vulgaris*) gibt Hinweise in dieser Richtung.

Eine indirekte Verbundwirkung kommt den Straßenrändern durch ihre Rolle als Nahrungsreservoir z. B. für flugaktive Insekten zu, die beim Durchqueren auch für sie ungeeigneter Lebensräume auf Nektar als Energiequelle angewiesen sind.

Schließlich ist darauf hinzuweisen, daß der Straßenrand, obgleich rein anthropogen, in der heutigen Kulturlandschaft einen Biotoptyp per se darstellt, der einigen Tier- und Pflanzenarten als eigenständiger Entwicklungsraum dienen kann.

8. Zusammenfassung

Die Zusammensetzung der Phytophagenfauna (Rüsselkäfer, Zikaden, Schwebfliegen, Schmetterlinge) im Randbereich von Bundesstraßen Schleswig-Holsteins wurde von Mitte Mai bis Ende Oktober 1988 an drei Streckenabschnitten (zwei im Östlichen Hügelland, einer in der Holsteinischen Vorgeest) mit Hilfe von Kescherfängen, Boden-Photoelektronen, Bodenfallen sowie richtungsselektiven Fensterfallen untersucht. Die besonnten, durch Anlage eines Radweges gekennzeichneten sowie von einem Entwässerungsgraben begleiteten Flächen grenzten an landwirtschaftlich genutzte Bereiche.

In den untersuchten Straßenrandbereichen wurden 228 Tierarten mit ausschließlich oder teilweise phytophager Ernährungsweise festgestellt (80 Rüsselkäfer-, 32 Zikaden-, 71 Schmetterlings- und 45 Schwebfliegenarten).

Bei Vegetationsaufnahmen wurde ein Bestand von 90 dikotyledonen Krautpflanzen sowie 12 Grasarten registriert.

Es erfolgte ein Vergleich der Synusien der Rüsselkäfer und der Zikaden in unterschiedlich bewirtschafteten Zonen des Straßenrandes.

Als Ergebnis wurde festgestellt, daß ein charakteristisches Arteninventar dieser Zonen weitgehend unabhängig von der naturräumlichen Lage existiert. Sowohl Individuen- und Artenzahl, als auch Diversität und Evenness der beiden taxonomischen Gruppen sind im äußeren Randbereich insgesamt größer. Der äußere Straßenrand ist gekennzeichnet durch ein reiches Blütenangebot. Die Breite dieser Zone ist signifikant korreliert mit der Aktivitätsdichte blütenbesuchender Schwebfliegen und Schmetterlinge. Zugleich werden die Hochstaudengewächse dieser Zone von spezialisierten Phytophagen als Entwicklungs- und zum Teil Überwinterungshabitat genutzt.

Die Auswertung richtungsselektiver Fänge ergab keine signifikant richtungsspezifische Flugaktivität der Schmetterlinge und Schwebfliegen.

9. Summary

The composition of the plant feeding fauna (Curculionidae, Auchenorrhyncha, Syrphidae and Lepidoptera) on different roadsides of Schleswig-Holstein (North Germany) was investigated between mid may and the end of october 1988. The following methods were used at the three investigated roadside sites (two in the eastern part of Schleswig-Holstein, one in the central part): sweeping nets, emergence traps, pitfall traps and direction selective window traps. The investigated sites were exposed to the sun. A cycle way and a drainage ditch accompanied the sites, which laid adjacent to arable fields.

Within these investigated roadside ecosystems 228 animal species completely or partly plant feeding (80 animal species of Curculionidae, 32 of Cicadina, 71 of Lepidoptera and 45 of Syrphidae) have been found.

The investigation of the flora resulted in 90 dicotyledonous plants and 12 species of Gramineae.

The communities of Curculionidae and Cicadina have been compared within differently cultivated zones at the roadside.

The species composition of these zones seems to be independent of the adjacent habitats. Density, species numbers, diversity and evenness of the two taxonomical groups were larger in the parts apart from the roads. The outer roadside is characterized by a large number of flowers. The extension of this zone is significantly correlated with the relative density of flower-visiting Syrphidae and Lepidoptera. As well the tall shrub plants are partly used both as development and hibernation habitats by the specialized plant feeding insects.

The results of the direction selective flight traps showed that Lepidoptera and Syrphidae do not fly in significantly determined directions along the road.

IV. Untersuchungen über die Abhängigkeit der Bodenfauna in Straßenrandökosystemen von der Exposition der Böschungen und den Nachbarbiotopen

Von Kai Wollweber

1. Fragestellung
2. Beschreibung der Untersuchungsgebiete
3. Material und Methodik
4. Ergebnisse
 - 4.1 Abhängigkeit der Laufkäfer (Carabidae) von der Exposition und den Nachbarbiotopen
 - 4.1.1 Der Querverbund der Straßenränder zu den Nachbarbiotopen
 - 4.1.2 Der Längsverbund der Straßenränder untereinander
 - 4.2 Das Ausbreitungsvermögen der Carabidae und ihre Ausbreitungschancen in Straßenrandbiotopen
 - 4.3 Abhängigkeit der Aaskäfer (Silphidae) von der Exposition und den Nachbarbiotopen
 - 4.4 Abhängigkeit der Blatthornkäfer (Scarabaeidae) von der Exposition und den Nachbarbiotopen
 - 4.5 Abhängigkeit der Feldheuschrecken (Caelifera) von der Exposition und den Nachbarbiotopen
5. Die Bedeutung der Straßenränder für den Verbund von Ökosystemen
6. Zusammenfassung
7. Summary

1. Fragestellung

Der Verkehrswegebau hat großen Einfluß auf die Umgestaltung der Landschaft. Um die Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes zu sichern, bleibt es unerläßlich, der „Verinselung“ der Landschaft entgegenzuwirken und Maßnahmen zur Minderung der Isolationswirkung von Verkehrsstraßen zu ergreifen. Saumbiotope, die dem Verbund von Ökosystemen dienen können, gewinnen daher eine zunehmende Bedeutung für den Naturschutz.

Straßenrandökosysteme können möglicherweise eine solche Verbundfunktion erfüllen. Zwar wird die Isolationswirkung der Straße durch sie nicht gemindert, aber auch eine Möglichkeit zur Ausbreitung parallel zur Straße (Längsverbund) ist von ökologischem Wert, insbesondere wenn die benachbarten Flächen einer intensiven Bewirtschaftung unterliegen.

Um die geforderte Verbundfunktionen möglichst effektiv zu erfüllen, ist es wichtig zu klären, wie Straßenrandbiotope beschaffen sein müssen.

Ziel dieser Arbeit ist es, die Fauna in Straßenrandökosystemen am Beispiel ausgewählter Tiergruppen (Coleoptera: Carabidae, Scarabaeidae, Silphidae; Saltatoria: Acrididae) zu analysieren. Die biozönotische Abhängigkeit der Straßenränder von den Nachbarbiotopen (Querverbund) soll untersucht werden und die in Längsrichtung aufeinander folgenden Straßenrandabschnitte untereinander verglichen werden (Längsverbund). Der Einfluß des Ökoklimas wird dabei besonders berücksichtigt.

Folgende Fragen bestehen hinsichtlich der Beeinflussung von Straßenrändern durch benachbarte Biotope, die für die Verbundfunktion von Bedeutung sind:

1. Welche Arten wandern aus den Nachbarbiotopen in die Straßenrandökosysteme ein?
2. Welche Arten pflanzen sich in den Straßenrandökosystemen fort?
3. Welche Arten können unabhängig von einer ständigen Zuwanderung aus den Nachbarbiotopen am Straßenrand existieren?

Die Wirksamkeit des Längsverbundes soll anhand der folgenden Frage beurteilt werden:

4. Welche Arten können in aufeinanderfolgenden Straßenrandabschnitten mit wechselnden Habitateigenschaften existieren?

2. Beschreibung des Untersuchungsgebietes

Aus Abb. 1 ist die Lage des Untersuchungsgebietes ersichtlich. Es befindet sich an der Bundesautobahn 7 bei km 102 zwischen Neumünster und Rendsburg im Bereich eines Bundeswehrübungsplatzes.

Das Gebiet liegt auf der Grenze zwischen dem Westensee-Moränengebiet und der Holsteinischen Vorgeest auf Schmelzwassersanden der Weichsel-Eiszeit. SCHLICHTING (1952) bezeichnet deren Böden als podsolige Braunerden. Es handelt sich also um tiefgründig entkalkte, nährstoffarme Sandböden. Da das Gebiet eine Geländekuppe bildet, liegen seine Bodenoberflächen grundwasserfern. Bedingt durch das geringe Wasserhaltevermögen des Sandbodens, verstärkt durch die tiefliegende Kanalisation der Autobahn, finden wir periodisch stark austrocknende Standorte vor.

Die Autobahn wurde 1972 dem Verkehr übergeben. Beim Bau wurde darauf verzichtet, die Böschungen in der sonst üblichen Weise mit einer Mutterbodenschicht zu bedecken. Insofern finden wir am Straßenrand ähnliche Bodenverhältnisse wie in den Nachbarbiotopen.

Die mittlere Verkehrsdichte betrug zum Zeitpunkt der letzten Erhebung im Jahr 1980 17553 Kraftfahrzeuge pro Tag (Verkehrsmengenkarte). Es ist davon auszugehen, daß die Verkehrsdichte seitdem nicht abgenommen hat. Für nicht flugfähige Arten wird eine totale Isolation der Populationen auf verschiedenen Straßenseiten bei der gegebenen Straßenbreite bereits bei wesentlich geringerer Verkehrsdichte erreicht (MADER 1979).

Die Pflege der Straßenränder beschränkte sich auf das Mähen eines 2 m breiten Randstreifens unmittelbar neben der Fahrbahn. Im Jahr 1985 wurde zweimal, nämlich im Juni und im September, gemäht. Die übrigen Straßenrandflächen wurden seit Inbetriebnahme der Autobahn im Juli 1972 nicht gemäht.

Beschreibung von Biotopstruktur und Vegetation der Untersuchungsflächen

Im Untersuchungsgebiet wurden neun Probenahmestellen ausgewählt, sieben am Straßenrand und zwei in den Nachbarbiotopen (Abb. 1). An jedem Ort wurden drei Bodenfallen und ein Photoelektroskop aufgestellt.

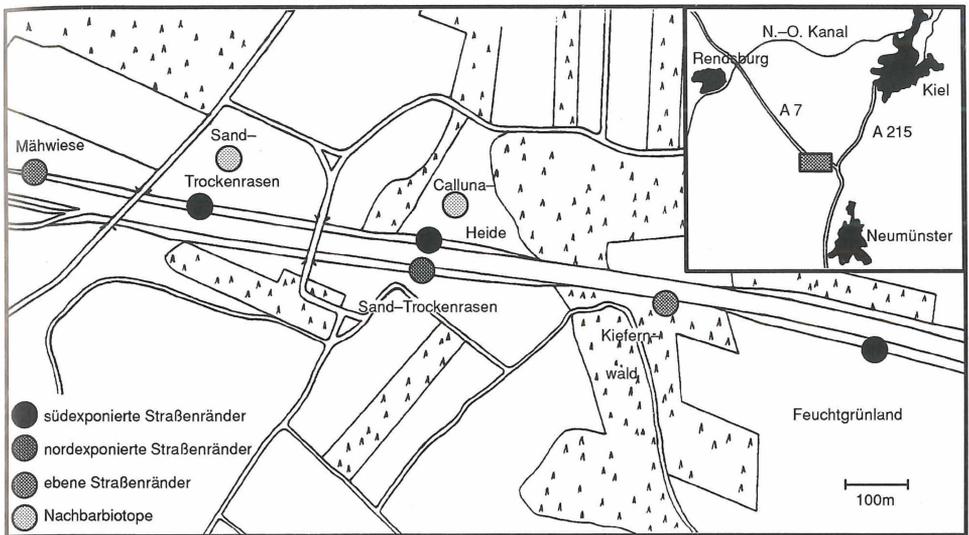


Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes und der Probenahmestandorte

Die Straßenrandbiotop weisen unterschiedliche Neigung und Exposition auf. Es wurden zu jedem Expositions-Typ mehrere Probenahmestellen gewählt, die vor verschiedenen Nachbarbiotopen liegen.

Die drei untersuchten südexponierten Straßenrandböschungen unterscheiden sich kaum hinsichtlich ihrer Standorteigenschaften. Die wesentlichen Unterschiede bestehen darin, daß sie an verschiedene Nachbarbiotop grenzen. Die Nachbarbiotop sind Sand-trockenrasen, *Calluna*-Heiden und Feuchtgrünland.

Weiterhin wurden zwei nordexponierte Straßenrandböschungen untersucht. Beide Böschungen unterscheiden sich nicht in ihren Standorteigenschaften oder den Nachbarbiotopen.

Neben den nord- und südexponierten Böschungen wurden zwei ebene Straßenrandabschnitte untersucht. Sie liegen vor einem Kiefernwald und vor einer Mähwiese.

Vergleichende Untersuchungen in zwei Nachbarbiotopen sollen Aufschluß über den Einfluß des Umlandes auf die Straßenrandbiozönosen geben. Es wurden Sandtrockenrasen und *Calluna*-Heiden untersucht. Beide sind Nachbarbiotop von südexponierten Böschungen.

Klima und Witterung

In dem 14 km vom Untersuchungsgebiet entfernt liegenden Standort „Neumünster“ war für die Untersuchungsjahre 1984 und 1985 folgende Witterung von Bedeutung: 1984 war keine Abweichungen der Temperatur vom langjährigen Mittel beobachtet worden, während die Monate Januar und Februar 1985 für die Jahreszeit zu kalt waren.

Die Niederschläge zeigen stärkere Abweichungen vom langjährigen Mittel. Insbesondere sind die hohen Niederschläge des Sommers 1985 zu erwähnen.

Einfluß der Exposition auf das Ökoklima

Das Ökoklima der Bodenoberfläche ist von deren Exposition abhängig. Unterschiede in der Wärmebilanz führen zu einer Differenzierung des Ökoklimas. Für die Wärmebilanz der Bodenoberfläche spielt die Strahlung eine bedeutende Rolle. Diffuse Sonnenstrahlung und langwellige Strahlung der Atmosphäre sind relativ ungerichtet und wirken daher auf verschieden exponierte Flächen annähernd gleich (GEIGER 1961). Die direkte Sonnenstrahlung hat jedoch zu jeder Tages- und Jahreszeit eine (berechenbare) Richtung. Dies führt zu einem unterschiedlichen Wärmegewinn verschieden exponierter Flächen. Südexponierte Flächen sind hierbei gegenüber nordexponierten begünstigt.

Um den Wärmegewinn der untersuchten Straßenrandböschungen einschätzen zu können, wurde nach der von GARNIER u. OHMURA (1968) entwickelten Methode die Tagessumme der direkten Sonnenstrahlung für verschiedene Jahreszeiten berechnet. Die Formel hierzu lautet:

$$I_d = I_0 \int_{H_1}^{H_2} p^m \cos(X < Y) dH \quad (I)$$

- mit I_d : Tagessumme der direkten Sonnenstrahlung
 I_0 : Solarkonstante
 H_1 : Zeit, zu der die direkte Sonnenstrahlung auf die gegebene Fläche beginnt
 H_2 : Zeit, zu der die direkte Sonnenstrahlung auf die gegebene Fläche endet
 p^m : Absorption der Atmosphäre
 $X < Y$: Winkel zwischen der einfallenden Strahlung und der Senkrechten der gegebenen Fläche

Der Winkel $X < Y$ läßt sich aus den gegebenen geographischen und astronomischen Werten exakt berechnen. Es gilt:

$$\cos(X < Y) = (\cos B * \cos H * \cos Z - \sin H * \sin A * \sin Z - \sin B * \cos H * \cos A * \sin Z) * \cos D + (\cos B * \cos A * \sin Z + \sin B * \cos Z) * \sin D \quad (II)$$

$$m = 1/(\cos D * \cos B * \cos H + \sin D * \sin B) \quad (III)$$

- mit B : Breitengrad der Hangfläche
 Z : Zenithwinkel der Hangfläche
 A : Azimuthwinkel der Hangfläche (Nord: = 0 Grad)
 H : Stundenwinkel (12 h WZ: = 0 Grad)
 D : Sonnendeklination

Da das Integral in Gleichung (I) mathematisch nicht berechnet werden kann, wird es durch die Summe 20minütiger Intervalle ersetzt. GARNIER u. OHMURA (1968) haben gezeigt, daß dies zu hinreichend genauen Ergebnissen führt.

Für das Untersuchungsgebiet wurden die in Abb. 2 dargestellten Verhältnisse berechnet. Aus den berechneten Werten geht hervor, daß die Tagessummen der nord- und südexponierten Böschungen in den Monaten März und September, zum Zeitpunkt der Tag- und Nachtgleiche, am meisten differieren, während die Unterschiede im Sommer und Winter geringer sind. Dies dürfte sich auf die Wärmebilanz wie folgt auswirken:

- Die Temperaturen südexponierter Böschungen liegen das ganze Jahr über denen der nordexponierten Flächen.

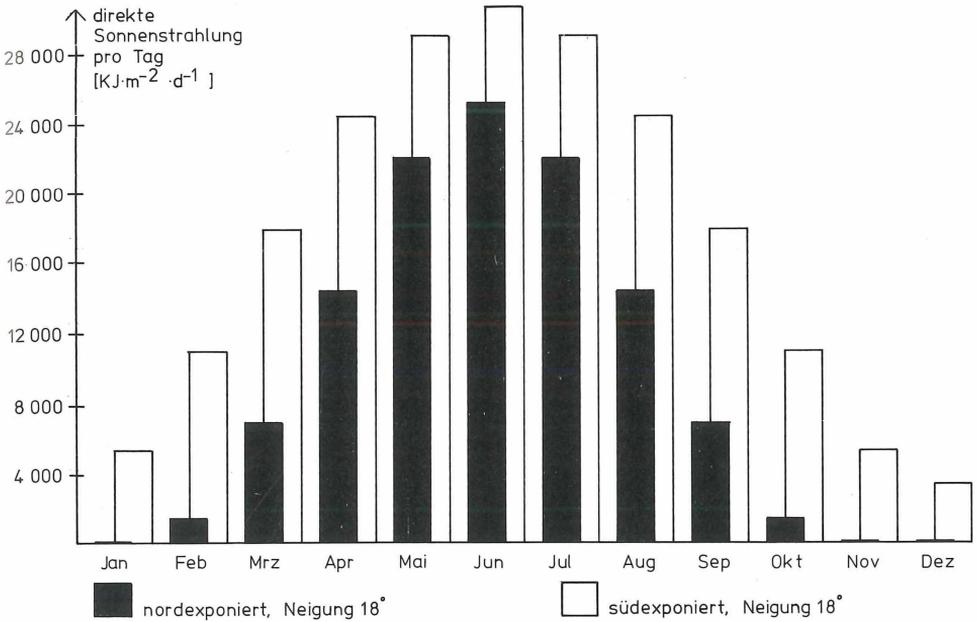


Abb. 2: Tagessumme der direkten Sonnenstrahlung bei wolkenlosem Himmel auf unterschiedlich exponierte Böschungen des Untersuchungsgebietes (berechnet nach GARNIER u. OHMURA 1968).

- Im Sommer und Winter unterscheiden sich die Temperaturen der südexponierten weniger von denen der nordexponierten Böschungen.
- Im Frühjahr und Herbst sind die Temperaturunterschiede zwischen nord- und südexponierten Flächen am größten.

Es ist zu beachten, daß die Werte unter der Annahme eines wolkenlosen Himmels berechnet wurden. Diese Annahme besitzt für unser Klima kaum Gültigkeit, die berechneten Werte stellen also theoretische Maxima dar. GEIGER (1961) gibt an, daß in unseren Breiten der Anteil der direkten Strahlung im Jahresmittel nur ca. 44 % der Globalstrahlung beträgt. Die Temperaturunterschiede sind umso geringer, je stärker ausgleichende Faktoren wirksam sind. Diese sind:

- Bewölkung: Durch die Bewölkung wird der Anteil der direkten Sonnenstrahlung reduziert.
- Beschattung: Der Pflanzenbestand bewirkt eine reduzierte Bestrahlung der Bodenoberfläche.
- Konvektion: Die Wirkung der tagsüber auftretenden Konvektion und Hangaufwinde ist umso größer, je stärker die Bodenoberfläche erwärmt wird.
- Advektion: Im Straßenrandbereich ist neben dem normalen Wind der Fahrtwind der Kraftfahrzeuge zu berücksichtigen.
- Verdunstung und Kondensation
- Wärmekapazität und -leitfähigkeit des Bodens
- Reflexion und Abstrahlung

3. Material und Methodik

Zur Erfassung der Bodenfauna wurden an jedem Standort drei Bodenfallen und ein Boden-Photoeklektor installiert. Die Fallen waren von Mitte August bis Ende Oktober 1984 und von Mitte März bis Ende September 1985 aufgestellt und wurden zweimal monatlich geleert.

Im September und Oktober 1984 wurden an insgesamt vier Tagen Kescherfänge durchgeführt. Dazu wurden an jedem Standort 3*20 Kescherschläge gemacht.

Aus der Gruppe der Käfer (Coleoptera) wurden Laufkäfer (Carabidae), Aaskäfer (Silphiidae) und Blatthornkäfer (Scarabaeidae) bearbeitet. Die Determination der Käfer erfolgte nach FREUDE, HARDE, LOHSE (1969 ff.).

Aus der Gruppe der Feldheuschrecken (Caelifera) wurden nur Arten aus der Familie der Acrididae erfaßt. Die Feldheuschrecken prägen den Spätsommer- und Frühherbstaspekt des Untersuchungsgebietes. Sie wurden in die Auswertung einbezogen, da sie in auffallend hoher Dichte vorkommen. Die Determination der Feldheuschrecken erfolgte nach HARZ (1975), in Zweifelsfällen wurde mit dem Material des Zoologischen Museums in Kiel verglichen.

4. Ergebnisse

4.1 Abhängigkeit der Laufkäfer (Carabidae) von der Exposition und den Nachbarbiotopen

Im Untersuchungszeitraum wurden aus der Gruppe der Laufkäfer 5553 Individuen, verteilt auf 56 Arten, erfaßt. Die Verteilung der Gesamtaktivitätsdichte auf die Probenstandorte zeigt Abb. 3.

Am Straßenrand sind die Gesamtaktivitätsdichten wesentlich geringer als in den Nachbarbiotopen. Die Ursachen für die niedrigen Gesamtaktivitätsdichten am Straßenrand sind zum Teil in der Ökosystemrandlage bzw. der Saumstruktur zu suchen. Auch der direkte Einfluß des Verkehrs muß für die geringen Gesamtaktivitätsdichten verantwortlich gemacht werden. Die Straßenrandbiozönosen unterliegen einem ständigen Verlust an Individuen, der durch die Ausbreitungsaktivität der Arten entsteht. Aus den Straßenrandbereichen wandern Individuen auf die Fahrbahnflächen aus und werden dort überfahren. Infolge der fehlenden Einwanderung von der Fahrbahn ergibt sich in der Bilanz von Ein- zu Auswanderung eine Reduzierung der Besiedlungsdichten in den Straßenrandbereichen, die nicht durch Einwanderung aus den Nachbarbiotopen oder höhere Reproduktion kompensiert werden kann.

Innerhalb der Biotope am Straßenrand ist die Gesamtaktivitätsdichte auf den südexponierten Böschungen etwa drei- bis viermal so hoch wie auf den nordexponierten Böschungen. Die Gesamtaktivitätsdichten auf den ebenen Straßenrandabschnitten liegen zwischen denen der nord- und südexponierten Böschungen.

Die Gesamtaktivitätsdichte der Carabidae schwankt im Vergleich von einem Nachbarbiotop zum anderen sehr stark. Im Bereich der lückigen Sandtrockenrasen ist sie etwa viermal so groß wie im Bereich der dichteren Calluna-Heiden. Der Nährstoffgehalt in den Sandtrockenrasen ist, als Folge der Schafbeweidung, höher als in den Calluna-Heiden.

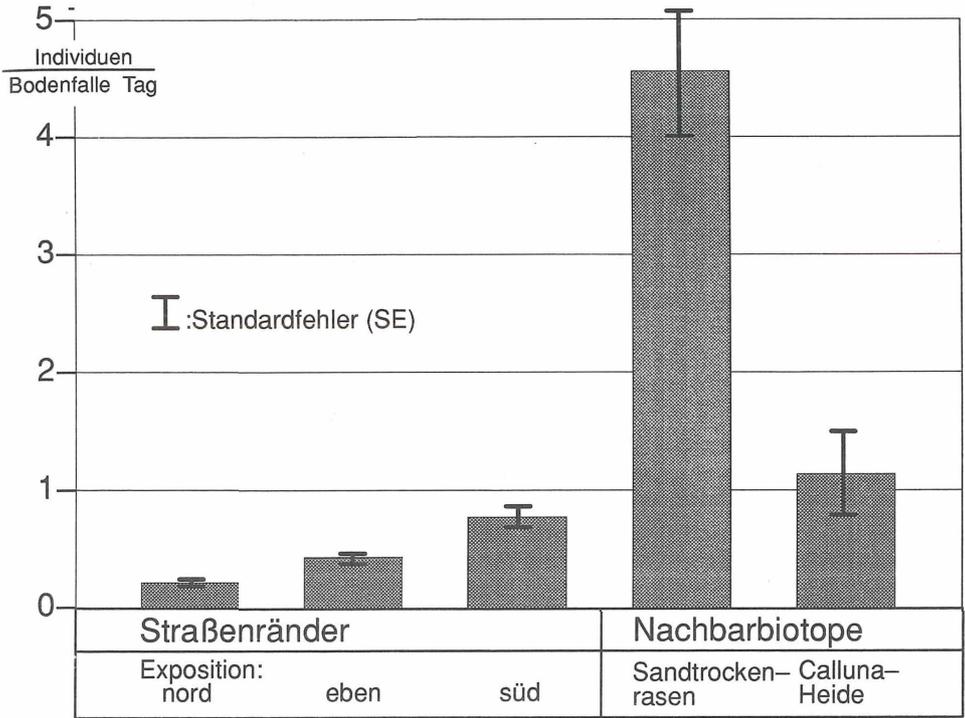


Abb. 3: Gesamt-Aktivitätsdichte der Carabidae 1985

Dies bedingt ein höheres Nahrungsangebot und damit eine höhere Besiedlungs- und Aktivitätsdichte.

In Tab. 1 sind die Aktivitätsdichten der einzelnen Arten dargestellt.

Im ersten Block (I) stehen die Arten, die mit hoher Konstanz und relativ hoher Aktivitätsdichte im gesamten Untersuchungsgebiet verteilt sind.

Die Arten *Pterostichus niger*, *Amara lunicollis*, und *Dyschirius globosus* haben ihren Verteilungsschwerpunkt auf den mittelfeuchten, nordexponierten oder ebenen Straßenrandbiotopen. Diese Arten sind als euryhygre bzw. meso- bis hygrophile Arten bekannt.

Die Arten *Trechus quadristriatus*, *Notiophilus aquaticus*, *Bradycellus harpalinus* und *Amara communis* sind gleichmäßig in allen Biotoptypen vertreten und haben, bezogen auf die Bandbreite der im Untersuchungsgebiet vorhandenen Standortvariationen als euryök zu gelten.

Cychnus caraboides wurde in allen Habitattypen mit Ausnahme der nordexponierten Straßenrandböschungen nachgewiesen. Dies scheint im Widerspruch zu seiner Hygrophilie zu stehen.

Harpalus latus und *Harpalus tardus* haben ihren Verteilungsschwerpunkt auf der südexponierten Böschung vor Feuchtgrünland. Beide Arten sind am Straßenrand häufiger als in den Nachbarbiotopen. *Harpalus latus* kommt auch auf den nordexponierten Böschungen vor, während *Harpalus tardus* eine deutliche Vorliebe für die südexponierten Böschungen aufweist. Die Arten *Poecilus versicolor*, *Harpalus rubripes*, *Syntomus truncata*

tellus, *Calathus melanocephalus* und *Harpalus aeneus* kommen zwar auch am Straßenrand vor, sind aber in den Nachbarbiotopen wesentlich häufiger als am Straßenrand. Diese Arten sind als meso- bis xerophile Arten bekannt. Sie sind deshalb auf den südexponierten Böschungen häufiger als auf den nordexponierten.

Leistus rufescens im Block (II) der Tab. 1 ist ausschließlich auf den mittelfeuchten, nordexponierten Böschungen verbreitet. Diese Art wird als hygrophil beschrieben. Sie ist auf das mittelfeuchte Öklima der nordexponierten Böschungen angewiesen und kommt deshalb in den anderen, trockeneren Bereichen nicht vor.

Im dritten Block (III) stehen die Arten mit einem Verteilungsschwerpunkt auf den trockenen Nachbarbiotopen. Diese Arten kommen mit geringerer Aktivitätsdichte auch auf den südexponierten Böschungen vor. Auf *Calathus fuscipes* entfällt der größte Anteil erfaßter Individuen. Über 90 % davon wurden im Bereich der offenen Sandtrockenrasen erfaßt. *Calathus erratus* besitzt eine ähnliche Verteilung, sein Verteilungsschwerpunkt liegt jedoch in der dichteren *Calluna*-Heide. Die Arten *Poecilus lepidus*, *Amara aenea*, *Amara infima*, *Amara tibialis* und *Harpalus smaragdinus* haben ihren Verteilungsschwerpunkt ebenfalls im Bereich der Sandtrockenrasen. *Amara equestris* bevorzugt die *Calluna*-Heiden. *Harpalus rufitarsis* und *Carabus nemoralis* treten gleichmäßig in beiden Nachbarbiotopen auf.

Die Aktivitätsdichten der Carabidae des Straßenrandes weisen darauf hin, daß die Straßenrandzoozöosen nur Fragmente der Nachbarbiotope darstellen. Von den 27 häufigsten Arten bevorzugen nur zwei eindeutig den Straßenrandbereich, während 16 Arten am Straßenrand nur mit wesentlich geringeren Aktivitätsdichten als in den Nachbarbiotopen vorkommen. Kennzeichnend für die Aktivitätsdichte der Laufkäfer der Straßenrandabschnitte untereinander ist die artenreiche Laufkäfer-Synusie im Bereich der trockenen, südexponierten Böschungen und die relative Artenarmut der mittelfeuchten, nordexponierten Böschungen. Es fällt auf, daß Arten des mittelfeuchten, beschatteten Grünlandes wie *Loricera pilicornis*, *Agonum fuliginosum*, *Pterostichus vernalis*, *-strenuus* und andere gar nicht oder nur mit geringer Aktivitätsdichte auf den nordexponierten Flächen vorkommen.

Die Ursachen hierfür sind zum einen in der ökoklimatischen Isolation, zum anderen in den Habitatsigenschaften der nordexponierten Böschungen zu sehen. Diese Böschungen sind durch einen hohen Raumwiderstand infolge der hohen Halmdichte gekennzeichnet. Außerdem haben sie, bedingt durch den Sandboden, einen geringen Nährstoffgehalt und wegen der hohen Beschattung, einen geringen Strahlungsgewinn. Dies führt zu einem relativ niedrigen Nahrungsangebot, das zudem wegen des hohen Raumwiderstandes von

Tab. 1: Aktivitätsdichten der Carabidae 1985, in: Individuen / (3 Bodenfallen * 1 Jahr).

Straßenrandbiotope

Str – nord	(SaTr)I/II	: nordexp. Böschung vor Sandtrockenrasen
Str – eben	(MWie)	: ebener Straßenrand vor Mähwiese
Str – eben	(KiWa)	: ebener Straßenrand vor Kiefernwald
Str – süd	(Fgr)	: südexp. Böschung vor Feuchtgrünland
Str – süd	(Call)	: südexp. Böschung vor Calluna-Heide
Str – süd	(SaTr)	: südexp. Böschung vor Sandtrockenrasen

Nachbarbiotope

Na –	SaTr	: Sandtrockenrasen
Na –	Call	: Calluna-Heide

	Str-nord (SaTr) I	Str-nord (SaTr) II	Str-eben (MWie)	Str-eben (KiWa)	Str-süd (FGr)	Str-süd (SaTr)	Str-süd (Call)	Na-SaTr	Na-Call	ges:
I										
<i>Pterostichus niger</i>	16	28	10	22	17	9	3	2	6	113
<i>Amara lunicollis</i>	11	16	2	1	3	7	.	1	.	41
<i>Dyschirius globosus</i>	2	7	1	.	.	1	.	4	1	16
<i>Badister bipustulatus</i>	1	1	7	2	2	1	.	.	.	14
<i>Trechus quadristriatus</i>	7	6	28	31	12	6	5	2	2	99
<i>Notiophilus aquaticus</i>	2	8	.	23	7	2	3	4	8	57
<i>Bradycellus harpalinus</i>	2	3	8	9	4	9	1	1	4	41
<i>Amara communis</i>	5	5	3	2	.	1	1	7	11	35
<i>Cychnus caraboides</i>	.	.	3	4	2	4	4	1	1	19
<i>Harpalus latus</i>	19	17	.	12	86	4	16	7	8	169
<i>Harpalus tardus</i>	1	.	6	1	182	37	25	19	4	275
<i>Poecilus versicolor</i>	10	15	9	58	129	122	26	411	53	833
<i>Harpalus rubripes</i>	4	3	51	41	16	78	37	120	12	362
<i>Syntomus truncatellus</i>	1	1	79	19	12	10	38	113	38	311
<i>Calathus melanocephalus</i>	1	1	6	11	68	47	34	175	38	381
<i>Harpalus aeneus</i>	4	.	7	5	15	24	9	115	30	209
II										
<i>Leistus rufescens</i>	10	33	3	46
III										
<i>Calathus fuscipes</i>	.	.	.	3	5	50	4	1051	22	1135
<i>Poecilus lepidus</i>	.	1	.	17	6	58	20	232	48	382
<i>Amara aenea</i>	.	.	1	.	.	14	1	197	.	213
<i>Amara infima</i>	.	1	.	.	1	.	.	9	1	12
<i>Amara tibialis</i>	.	.	.	1	.	2	2	7	1	13
<i>Harpalus smaragdinus</i>	7	1	8
<i>Harpalus rufitarsis</i>	.	.	1	.	5	7	2	8	6	29
<i>Carabus nemoralis</i>	.	.	.	2	.	3	1	6	5	17
<i>Calathus erratus</i>	.	.	.	1	.	8	6	194	320	529
<i>Amara equestris</i>	.	.	.	5	5	11	17	20	49	107
IV										
<i>Amara convexior</i>	1	1
<i>Pterostichus strenuus</i>	1	1
<i>Trichocellus placidus</i>	1	1
<i>Dromius melanocephalus</i>	2	1	.	.	3
<i>Agonum sexpunctatum</i>	.	1	1
<i>Carabus arvensis</i>	.	1	1
<i>Pterostichus vernalis</i>	.	1	1
<i>Nebria brevicollis</i>	.	1	.	1	2
<i>Panagaeus bipustulatus</i>	1	.	.	.	2	3
<i>Amara similata</i>	.	.	.	5	.	2	.	.	.	7
<i>Carabus hortensis</i>	.	.	.	1	1
<i>Notiophilus hypocrita</i>	.	.	.	1	1
<i>Amara apricaria</i>	7	.	.	1	1	9
<i>Amara plebeja</i>	6	6
<i>Pterostichus nigrita</i>	5	.	.	1	.	6
<i>Clivina fossor</i>	.	.	1	.	2	3
<i>Carabus granulatus</i>	3	3
<i>Loricera pilicornis</i>	1	.	1	.	1	1	.	.	1	5
<i>Dromius longiceps</i>	1	1
<i>Harpalus rufibarbis</i>	1	1
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>	1	1
<i>Synuchus nivalis</i>	.	.	1	.	1	.	.	.	1	3
<i>Harpalus rufipes</i>	1	1	1	2	5
<i>Amara spreta</i>	1	1
<i>Bembidion lampros</i>	.	.	2	3	.	.	.	1	.	6
<i>Amara bifrons</i>	.	.	.	1	.	1	.	1	1	4
<i>Harpalus anxius</i>	4	.	4
<i>Bradycellus ruficollis</i>	.	.	.	1	4	5
<i>Calathus micropterus</i>	1	1
gesamt:	104	151	230	283	608	519	256	2722	680	5553

Laufkäfern kaum erschlossen werden kann. Das geringe Wasserhaltevermögen des Sandbodens verhindert die Ausbildung dauerhaft nasser Stellen, so daß hygrobionte Arten ausgeschlossen werden.

Phänologie und Biotopbindung

Die ökologische Charakteristik der erfaßten Carabidae richtet sich nach folgenden Autoren: LARSSON 1939, LINDROTH 1945, HEYDEMANN 1953, 1962, TIETZE 1973, SCHILLER u. WEBER 1975 und DEN BOER 1977. Auf Angaben, die aus Präferenzversuchen im Labor resultieren, wurde verzichtet, da deren Bedeutung für die ökologische Existenz der Arten angezweifelt werden muß (TIETZE 1973).

Die Arten *Calathus fuscipes*, *Calathus erratus* und *Calathus melanocephalus* sind Larvalüberwinterer, deren Imagines im April erscheinen, größere Aktivitätsdichten jedoch erst ab Mitte Juni erreichen. Die Arten gehören demnach zu dem Typ mit kurzer Larvalentwicklung und Aestivationsdormanz der Imagines. Vergleicht man die Verteilung in den Straßenrandbiotopen, so fällt die Bindung an die südexponierten Böschungen auf. Es ist nicht anzunehmen, daß die Art in Straßenrandökosystemen indigen vorkommt, weil größere Aktivitätsdichten am Straßenrand nur auf der südexponierten Böschung erreicht werden. Wahrscheinlich beruhen die am Straßenrand beobachteten Vorkommen von *Calathus fuscipes* und *Calathus erratus* zum überwiegenden Teil auf Einwanderung aus den Nachbarbiotopen. *Calathus melanocephalus* ist dagegen am Straßenrand weit verbreitet, so daß eine indigene Entwicklung in diesen Systemen wahrscheinlich ist. Beispielhaft für alle drei Arten wird in Abb. 4 die jahresperiodische Verteilung von *Calathus fuscipes* dargestellt.

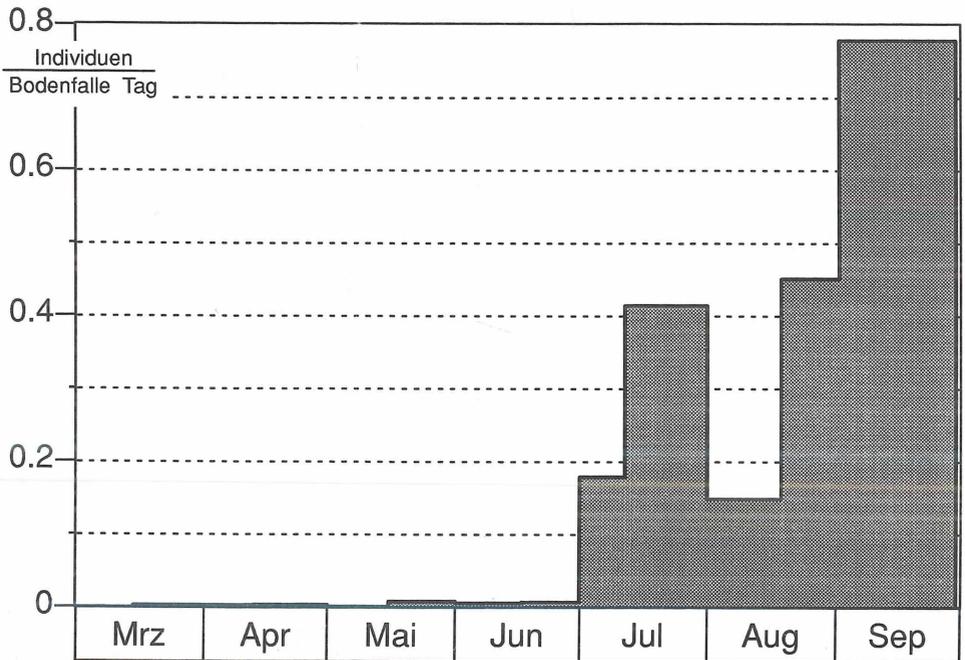


Abb. 4: Jahresperiodische Verteilung von *Calathus fuscipes*.

Poecilus versicolor ist ein Imagoüberwinterer. Die Imagines schlüpfen im August und sind im September bereits aktiv. Nach der Überwinterung folgt eine relativ lange Aktivitätsphase von Mitte April bis Ende Juli. Verteilungsschwerpunkt sind die Sandtrockenrasen. *Poecilus versicolor* kommt auf allen Straßenrandabschnitten vor. Die Art zieht die besonnten, niedrig und wenig dicht bewachsenen Stellen vor. Auf den nordexponierten Böschungen scheint sie nicht indigen zu sein, da der sonst charakteristische Herbstbestand unreifer Imagines dort fehlt (Abb. 5). *Syntomus truncatellus* besitzt eine ähnliche Phänologie wie *Poecilus versicolor*. Er kommt in den Sandtrockenrasen und *Calluna*-Heiden vor, ist auf den davor liegenden Straßenrandböschungen nur in geringer Aktivitätsdichte vorhanden, auf dem ebenen Straßenrandabschnitt vor einer Mähwiese jedoch wieder häufiger.

Poecilus lepidus besitzt eine von anderen Carabidae abweichende Phänologie. Die Aktivitätsphase der Imagines ist relativ kurz, sie dauert von Mai bis August. Der Phänologietyp wird nicht übereinstimmend angegeben (LARSSON 1939: Larven-, DEN BOER 1977: Imagoüberwinterer). Der Verteilungsschwerpunkt liegt auf den Sandtrockenrasen. Am Straßenrand wird die Art vorzugsweise auf den südexponierten Böschungen vor Sandtrockenrasen und *Calluna*-Heiden angetroffen. Auf der südexponierten Böschung vor Feuchtgrünland kommt sie nur mit geringer Aktivitätsdichte vor, daher kann geschlossen werden, daß *Poecilus lepidus* auf isolierten Straßenrandabschnitten keine indigenen Populationen aufbauen kann (Abb. 6).

Harpalus rubripes gehört zu den Carabidae mit instabilen Überwinterungsverhältnissen. Die Phänologie der Imagines zeigt eine zweigipfelige Verteilung. Das erste Maximum

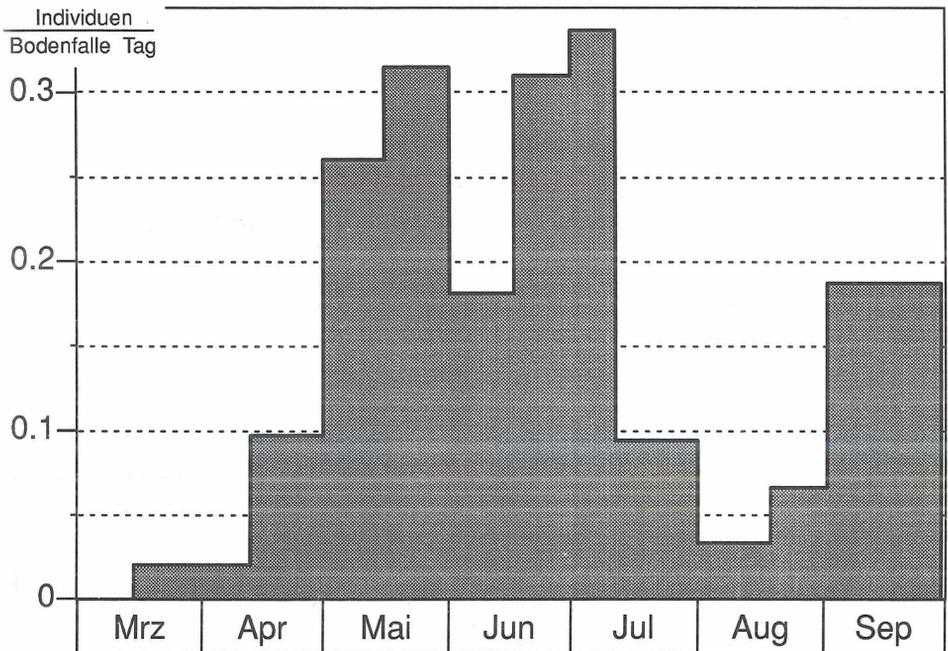


Abb. 5: Jahresperiodische Verteilung von *Poecilus versicolor*.

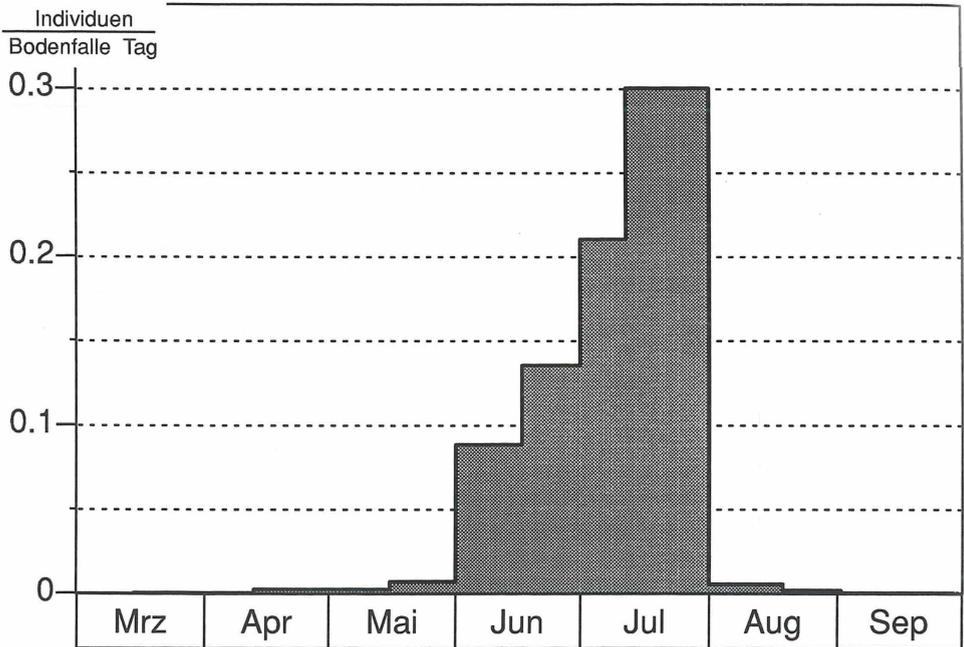


Abb. 6: Jahresperiodische Verteilung von *Poecilus lepidus*.

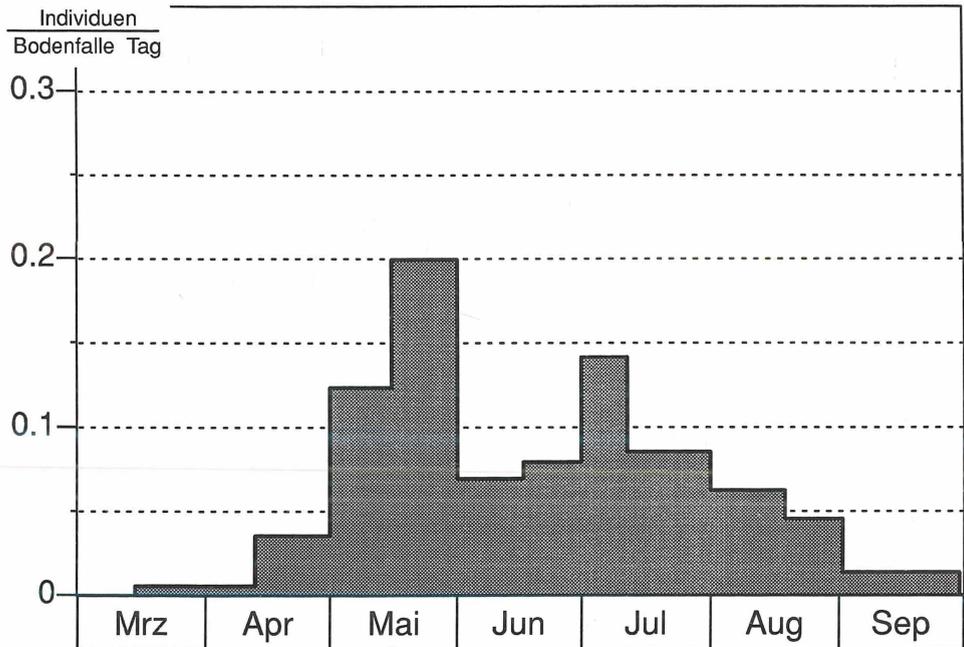


Abb. 7: Jahresperiodische Verteilung von *Harpalus rubripes*.

der Aktivitätsdichte liegt im Mai. Die Frühjahrsaktivität wird von Tieren verursacht, die als Imago überwintert haben. Im Juli folgt ein zweites Maximum, hervorgerufen von Tieren, die als Larven überwintert haben. Der Verteilungsschwerpunkt von *Harpalus rubripes* liegt auf den Sandtrockenrasen, wo die Population Frühjahrs- und Herbstbestand bildet. Auch am Straßenrand ist die Art weit verbreitet, dabei werden südexponierte Böschungen und ebene Straßenrandabschnitte den nordexponierten Böschungen vorgezogen. Die Populationen am Straßenrand bestehen jedoch nur aus einem Frühjahrsbestand, wie im Fall der südexponierten Böschungen vor Sandtrockenrasen und *Calluna*-Heiden, oder einem Herbstbestand, wie im Fall der ebenen Straßenrandabschnitte (Abb. 7).

Harpalus tardus, *Harpalus latus* und *Harpalus aeneus* sind Imagoüberwinterer mit einer relativ langen Aktivitätsphase der Imagines von Mitte April bis Ende September. Die Verteilungsschwerpunkte liegen auf den südexponierten Straßenrandböschungen. Die drei Arten gehören zu den wenigen Laufkäfern, die auf südexponierten Straßenrandböschungen größere Aktivitätsdichten erreichen als in den Nachbarbiotopen. Sie besitzen die größte Aktivitätsdichte auf der südexponierten Straßenrandböschungen vor Feuchtgrünland und können sich auf ökoklimatisch isolierten Saumbiotopen offensichtlich gut behaupten, wenn der Biotop ihre Anforderungen hinsichtlich des Ökoklimas erfüllt.

Amara aenea gehört zu den Imagoüberwinterern. Die Hauptaktivitätsphase der Imagines, von Mai bis Juni, ist relativ kurz. Die Art kommt nur auf den Sandtrockenrasen mit größerer Aktivitätsdichte vor und ist am Straßenrand nur auf der südexponierten Böschung vor Sandtrockenrasen mit geringer Aktivitätsdichte vertreten. Da sie in den anderen Straßenrandabschnitten, von Einzelindividuen abgesehen, nicht vorkommt, muß eine starke Abhängigkeit von der Zuwanderung aus den Nachbarbiotopen angenommen und die Frage nach einer Indigenität am Straßenrand verneint werden.

4.1.1. Der Querverbund der Straßenränder mit den Nachbarbiotopen

Im Vergleich der Dominanzidentität (RENKONEN 1938) der Straßenrandbiotope mit den Nachbarbiotopen Sandtrockenrasen und *Calluna*-Heiden fällt auf, daß nur die südexponierten Böschungen sowie der ebene Straßenrand vor Kiefernwald ähnliche Dominanzidentitäten (41 %) mit den Sandtrockenrasen und *Calluna*-Heiden haben (Abb. 8).

Die in den Nachbarbiotopen existierenden Laufkäfer-Synusien zeigen die für die Sandtrockenrasen und *Calluna*-Heiden typischen Dominanzstrukturen (Abb. 9). Die Laufkäfer-Synusien in den davor liegenden Straßenrandhabitaten sind demgegenüber etwas modifiziert. Dadurch, daß die Straßenrandbiotope in Kontakt (Verbund) mit den Nachbarbiotopen stehen, kommt es zu einem hohen Austausch von Individuen zwischen den Straßenrand- und den Nachbarbiotopen. Soweit es sich um ähnliche Biotoptypen handelt, stimmen die Dominanzstrukturen weitgehend überein. Hier ermöglicht die ökoklimatische Übereinstimmung zwischen den südexponierten Böschungen und den Nachbarbiotopen eine weitgehende Übereinstimmung in den Dominanzverhältnissen der Laufkäfer-Synusien.

Mit annähernd übereinstimmenden Dominanzen auf den südexponierten Straßenrandböschungen und in den Nachbarbiotopen kommen *Poecilus versicolor*, *Poecilus lepidus*, *Calathus melanocephalus*, *Amara equestris* und *Harpalus aeneus* vor.

Die Arten *Calathus fuscipes*, *Calathus erratus* und *Amara aenea* erreichen auf den südexponierten Böschungen nicht die Dominanzwerte, die sie in den benachbarten Biotopen haben. *Calathus fuscipes* und *Calathus erratus* sind die eudominanten Arten der Nachbarbiotope. *Calathus fuscipes* erreicht im Bereich der Sandtrockenrasen eine Dominanz von 39 %, *Calathus erratus* in den *Calluna*-Heiden sogar 47 %. Beide Arten treten nur in einem der Nachbarbiotope mit großen Dominanzwerten auf, sie schließen sich gegenseitig

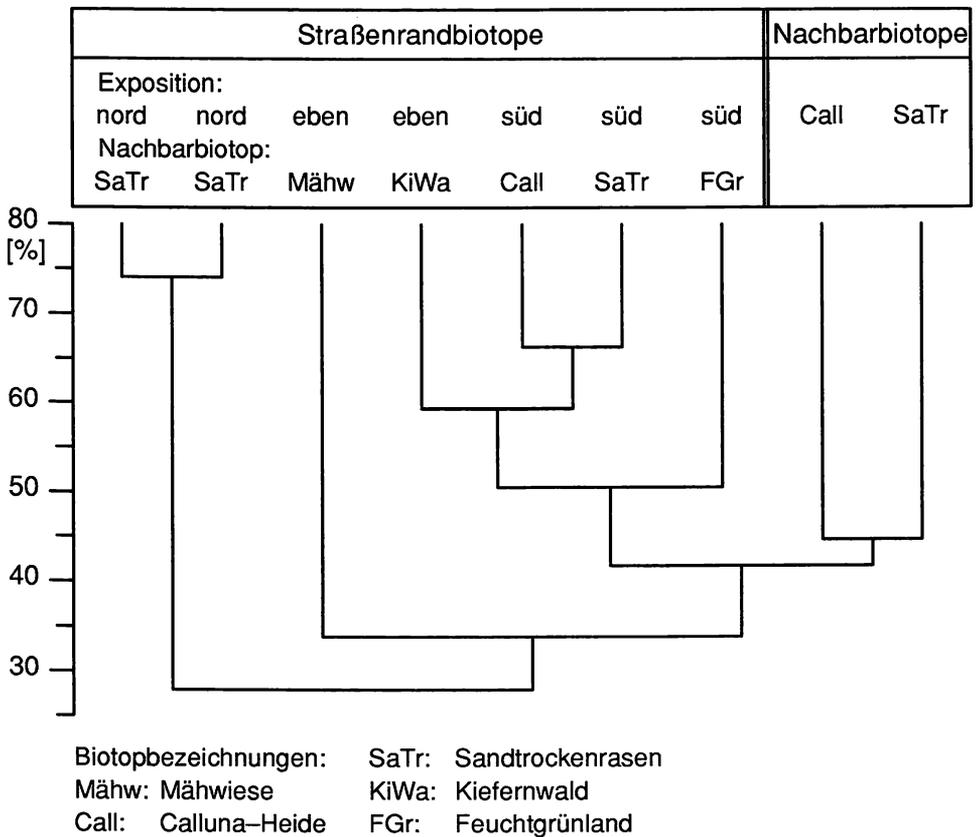
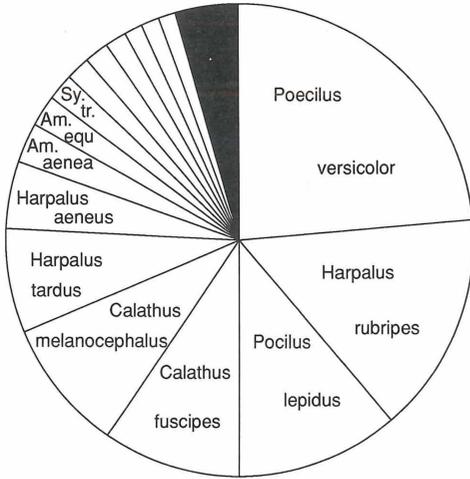


Abb. 8: Average-Cluster-Analyse der Dominanzidentitäten.

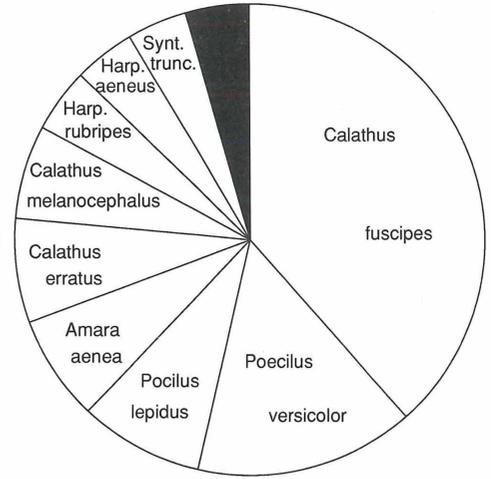
aus. Die geringe Dominanzidentität der Laufkäfer-Synusien zwischen den beiden Nachbarbiotopen folgt im Wesentlichen aus dieser gegenseitigen Ausschließung. Die Eudominanz von *Calathus fuscipes* auf den Sandtrockenrasen ist als Reaktion auf die Eutrophierung infolge der Schafbeweidung zu werten. Die Eudominanz von *Calathus erratus* in den unbeeinflussten, nährstoffarmen *Calluna*-Heiden ist typisch für diesen Biotoptyp. TIBURTIUS (1985) erfaßte *Calathus erratus* in Trockenheiden auf der Insel Sylt mit einem Dominanzwert von 38 % und *Calathus fuscipes* mit 7 %. GÖTZE (1985) fand *Calathus erratus* in grauen Dünen (*Corynephorum*), ebenfalls auf der Insel Sylt, sogar mit einer Dominanz von 62 % und *Calathus fuscipes* nur mit 6 %.

Harpalus tardus und *Harpalus rubripes* besitzen auf den südexponierten Straßenrandböschungen höhere Dominanzwerte als in den Nachbarbiotopen. Auf den Böschungen sind sie dominant bis eudominant, in den Nachbarbiotopen kommt lediglich *Harpalus rubripes* auf Sandtrockenrasen subdominant vor.

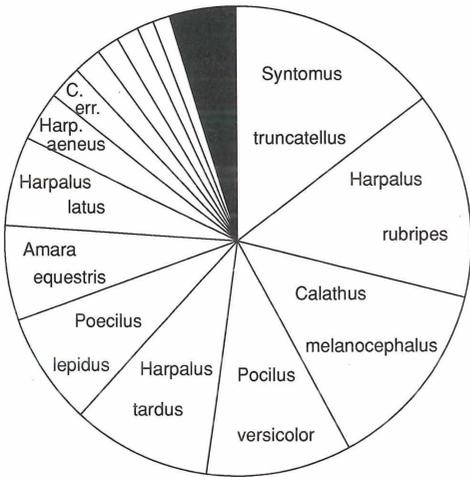
Im Vergleich dieser vier Habitattypen erreichen *Syntomus truncatellus* und *Harpalus latus* die höchsten Dominanzwerte auf der südexponierten Böschung vor *Calluna*-Heiden. *Syntomus truncatellus* ist hier mit einem Individuenanteil von 15 % die häufigste Art. *Harpalus latus* ist dominant. Auf der Böschung vor Sandtrockenrasen sind beide Arten nur rezedent.



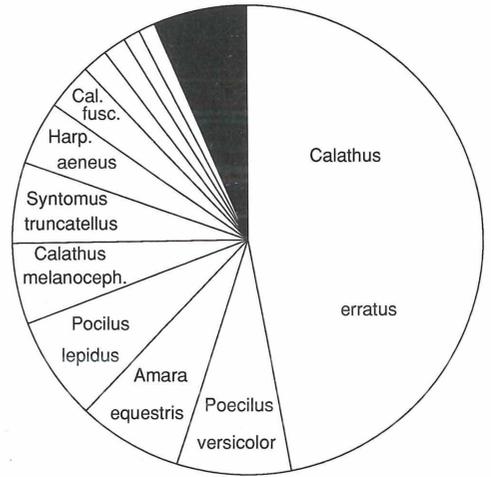
Südexponierter Straßenrand



Nachbarbiotop Sandtrockenrasen



Südexponierter Straßenrand



Nachbarbiotop Calluna-Heide

Abb. 9: Dominanzstrukturen der Laufkäfer-Synusien von zwei südexponierten Straßenrandböschungen und ihren Nachbarbiotopen (der schwarze Keil entspricht dem Anteil der subrezedenten Arten).

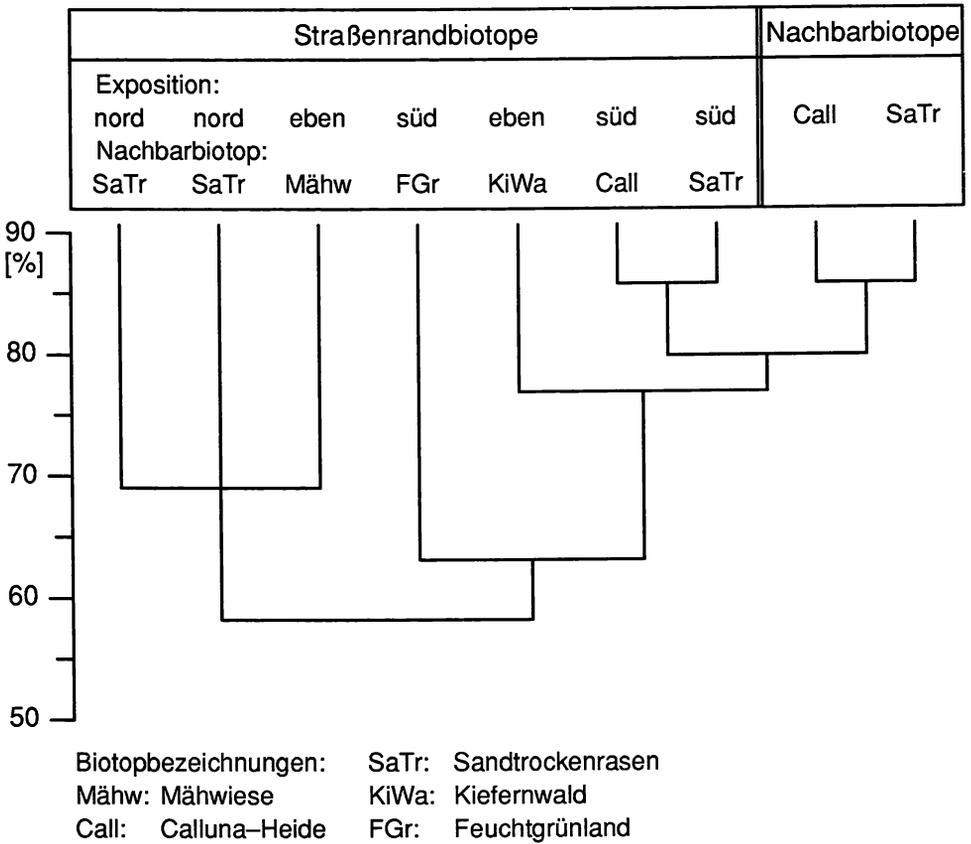
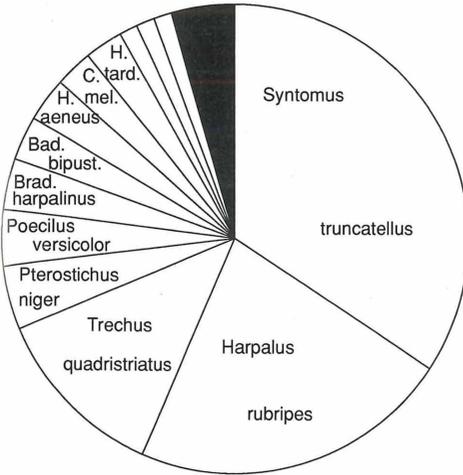


Abb. 10: Average-Cluster-Analyse der Artenidentitäten.

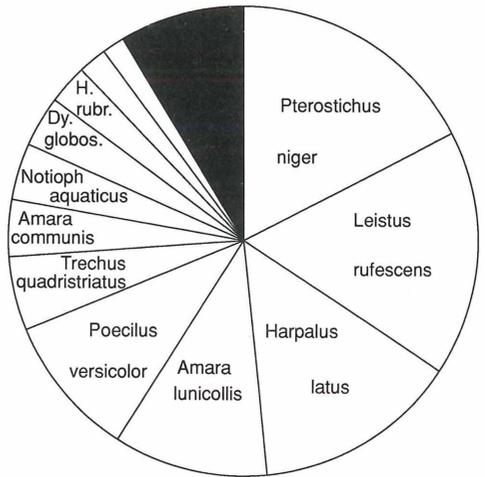
Die Darstellung der Artenidentitäten (Abb. 10) belegt eine hohe Ähnlichkeit im Inventar der Laufkäferarten zwischen der südexponierten Böschung vor Sandtrockenrasen und der vor *Calluna*-Heide (86 %). Auch im Vergleich mit den Nachbarbiotopen haben beide Böschungen hohe Artenidentitäten (79 %). Die hohe Artenidentität der beiden Böschungen kann nicht auf die Übereinstimmung in der Exposition zurückgeführt werden. Vielmehr gehören beide, zusammen mit ihren Nachbarbiotopen, zu einem Komplex mit insgesamt sehr ähnlichem Arteninventar. Daß die Exposition nur untergeordneten Einfluß auf die Artenzusammensetzung hat, zeigt der Vergleich mit der südexponierten Böschung vor Feuchtgrünland (Abb. 11). Diese Böschung hat sowohl mit den anderen südexponierten Böschungen als auch mit den Sandtrockenrasen und *Calluna*-Heiden wesentlich geringere Artenidentitäten.

Aus den Artenidentitäten wird die Abhängigkeit der Straßenrandzoozönosen von den Nachbarbiotopen deutlich: Viele Arten wandern aus den Nachbarbiotopen in die Straßenrandbereiche ein, obwohl sie andere Habitatsprüche haben, als die Straßenrandbiotope

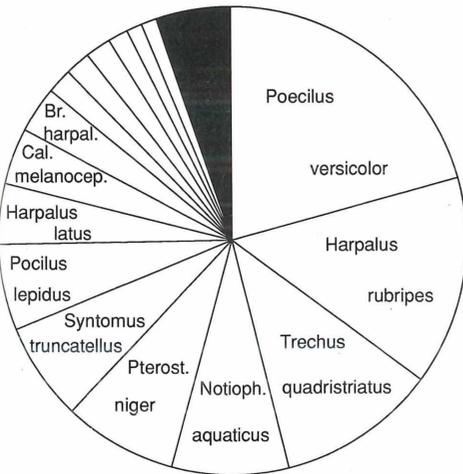
bieten können. Insofern ist ein hoher Anteil der Laufkäferarten in den Straßenrandökosystemen von einer ständigen Zuwanderung aus den Nachbarbiotopen abhängig. Nur ein Teil der eingewanderten Arten kann stabile Populationen aufbauen. Die übrigen, nicht angepaßten Arten, vermögen sich nicht dauerhaft zu halten, haben also kein Reproduktionspotential in Straßenrandbereichen.



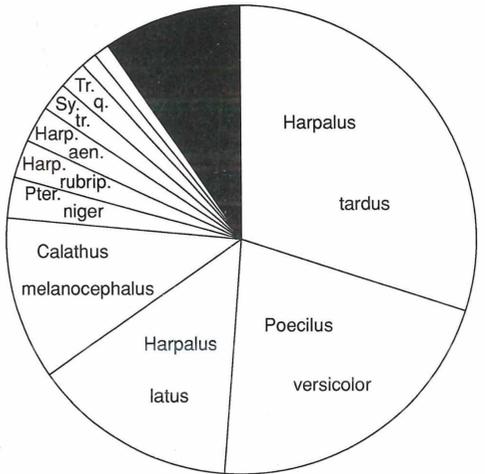
eben vor Mähwiese



nordexponiert vor Sandtrockenrasen



eben vor Kiefernwald



südexponiert vor Feuchtgünland

Abb. 11: Dominanzstrukturen der Straßenränder im Längsverbund (der schwarze Keil entspricht dem Anteil der subreduzenden Arten).

4.1.2. Der Längsverbund der Straßenränder untereinander

Die Dominanzstrukturen der Straßenränder im Längsverbund sind in Abb. 11 dargestellt.

Die Dominanzstruktur des ebenen Straßenrandbereichs vor einer Mähwiese weicht stark von denen der anderen Probenstandorte ab. Die drei Arten *Syntomus truncatellus*, *Harpalus rubripes* und *Trechus quadristriatus* weisen zusammen eine Dominanz von 68 % auf. Alle anderen Arten haben geringe Dominanzwerte, verglichen mit den anderen Habitattypen. Selbst *Poecilus versicolor*, eine Art mit hoher ökologischer Potenz, die sonst eudominant ist, erreicht hier nur einen Dominanzwert von 4 %. Die Übereinstimmung dieses Straßenrandabschnittes zu den beiden nordexponierten Böschungen vor Sandtrockenrasen ist gering. Lediglich die Arten *Pterostichus niger*, *Poecilus versicolor* und *Harpalus rubripes* kommen zwar in beiden Bereichen, jedoch in stark unterschiedlichen Dominanzwerten vor.

Die Arten *Pterostichus niger*, *Leistus rufescens*, *Harpalus latus*, *Amara lunicollis* und *Poecilus versicolor* sind auf der nordexponierten Böschung eudominant. Charakteristisch für diese Böschung ist der hohe Anteil rezedenter und subrezedenter Arten. Hierbei handelt es sich überwiegend um Einzelindividuen, die zufällig aus dem ökoklimatisch andersartigen Nachbarbiotopen eingewandert sind, sich aber auf den nordexponierten Böschungen auf Dauer nicht halten können.

Auch der ebene Straßenrandabschnitt vor Kiefernwald besitzt nur eine sehr geringe Übereinstimmung mit der nordexponierten Böschung vor Sandtrockenrasen und dem ebenen Straßenrandabschnitt vor einer Mähwiese. Lediglich die Arten *Harpalus rubripes* und *Trechus quadristriatus* treten mit ähnlichen Dominanzen (eudominant) in den beiden ebenen Bereichen auf. Obwohl der ebene Straßenrandabschnitt an einen Kiefernwald grenzt, fehlen stenotope Waldarten. Nur das dominante Vorkommen von *Pterostichus niger* deutet die Beziehung zum Wald an.

Die südexponierte Böschung vor Feuchtgrünland weist nur über die Art *Poecilus versicolor* eine Übereinstimmung zu dem ebenen Straßenrandabschnitt vor Kiefernwald auf. Dieser Laufkäfer erreicht in beiden Bereichen eudominante Abundanzen. Die südexponierte Böschung vor Feuchtgrünland ist von ihrem Nachbarbiotop isoliert. Diese Isolation wird durch die stark voneinander abweichenden Habitategenschaften der trockenen, südexponierten Böschung und dem feuchten Nachbarbiotop verursacht. Der abiotische Faktorenkomplex, insbesondere der Faktor Bodenfeuchte, ist bei der Straßenrandböschung völlig anders als in dem Nachbarbiotop. Die für Feuchtgrünland typischen Arten bleiben deshalb auf der Straßenrandböschung rezedent, wenn man von *Harpalus latus* absieht, der in feuchten Habitaten vorkommt, aber auch eine hohe Biotoptoleranz hinsichtlich trockener Habitate besitzt. Die Dominanzstruktur der Laufkäfer-Synusie muß trotzdem als typisch für trockene Lebensorte bezeichnet werden. Die Dominanzstruktur der Laufkäfer-Synusie bestätigt, daß es sich bei diesem Straßenrandabschnitt um einen ökoklimatisch isolierten Saumstreifen handelt.

Eine Reihe von Arten können hier allerdings nicht die Dominanzen erreichen wie auf den beiden anderen südexponierten Böschungen (vgl. Abb. 9). Hierzu gehören *Poecilus lepidus*, *Calathus fuscipes*, *Syntomus truncatellus* und *Amara equestris*. Diese Arten vertragen die Saumstruktur offensichtlich nicht. Es besteht die Möglichkeit, daß sie in Saumbiotopen nur eine niedrige Reproduktionsrate haben und deshalb nur geringe Chancen zur Ausbreitung in Straßenrandökosystemen besitzen. Auch *Harpalus rubripes* hat auf der südexponierten Böschung vor Feuchtgrünland einen geringeren Dominanzwert als auf den beiden anderen südexponierten Böschungen. Da er sonst in saumartigen Straßenrandbiotopen mit höherer Dominanz vorkommt, muß angenommen werden, daß seine Dichte

nicht durch die Saumstruktur des Habitats begrenzt wird. Möglicherweise führen hier Konkurrenzphänomene mit *Harpalus tardus* und *Harpalus latus* zu den geringen Dominanzwerten von *Harpalus rubripes*.

Die Arten *Harpalus tardus* und *Harpalus latus* erreichen auf der südexponierten Böschung vor Feuchtgrünland wesentlich höhere Dominanzwerte als in den anderen Straßenrandhabitaten. Für sie stellt dieser Habitattyp den Optimallebensraum dar. Sie profitieren also von der Saumstruktur.

Poecilus versicolor und *Calathus melanocephalus* besitzen hier ähnliche Dominanzwerte wie auf den anderen südexponierten Böschungen, reagieren also nicht negativ auf die Saumstruktur.

Aus den Dominanzwerten wurden die Laufkäfer-Diversität und -Evenness der untersuchten Standorte berechnet. Die Werte sind in Abb. 12 dargestellt. Von MAC ARTHUR (1955) wird postuliert, daß Artendiversität und Stabilität eines Ökosystems positiv korreliert seien. Unter Stabilität wird dabei die Konstanz der Dominanzverhältnisse verstanden. Hohe Diversitätswerte werden als Hinweis auf besondere Schutzwürdigkeit von Biotopen gewertet (NAGEL 1977). Dies erscheint angesichts der vorliegenden Ergebnisse fraglich. Die Straßenrandbiotope, die einen hohen Anteil nicht angepaßter Arten besitzen, haben die höchsten Diversitätswerte. MADER (1981a) stellte ein Ansteigen der Laufkäfer-Diversitäten bei Zunahme der Isolation und Verringerung der Biotopfläche eines Eichen-Hain-

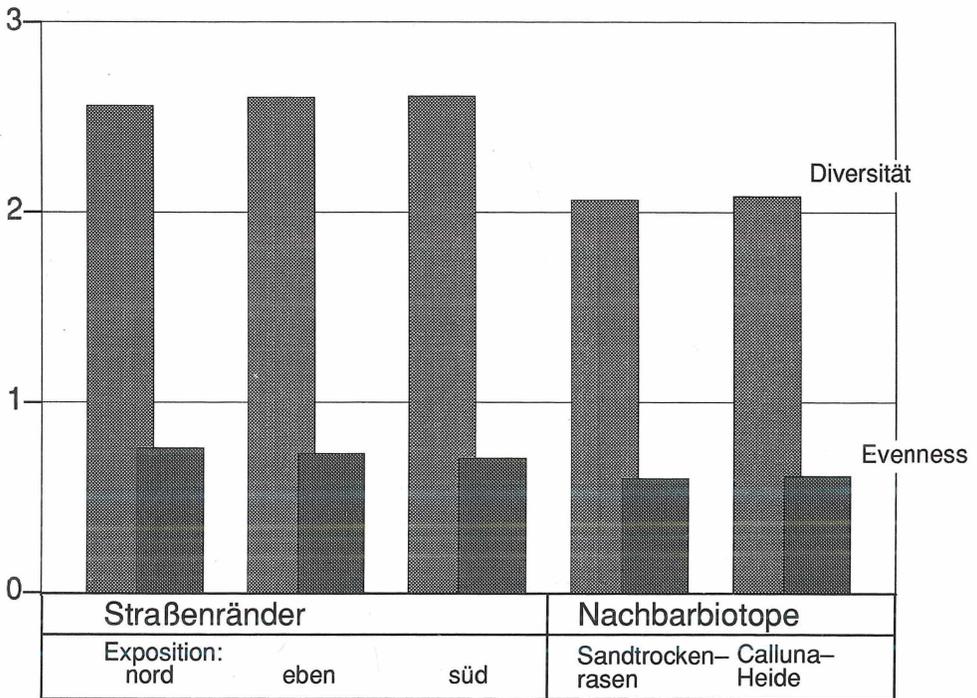


Abb. 12: Carabidae-Diversität (HS) (hell) und -Evenness (H/Hmax) (dunkel).

buchen-Waldes, ebenfalls als Folge der Einwanderung nicht angepaßter Arten, fest. Die Annahme, Biozönosen mit einer höheren Diversität seien stabiler als solche mit geringerer Diversität, ist unbegründet. Ob eine Beziehung zwischen Stabilität und Artendiversität besteht, ist unklar (GOODMAN 1975).

4.2 Das Ausbreitungsvermögen der Carabidae und ihre Ausbreitungschancen in Straßenrandbiotopen

Das Ausbreitungsvermögen der Laufkäfer ist bei den verschiedenen Arten unterschiedlich und hängt insbesondere von den Faktoren Flugfähigkeit und Flugbereitschaft ab. Außerdem ist das Ausbreitungsvermögen abhängig von der Bereitschaft zur Erschließung neuer Lebensräume, die bei verschiedenen Arten unterschiedlich ausgeprägt ist. DEN BOER (1977) hat eine Einteilung der Carabidae in verschiedene „dispersal groups“ vorgenommen. Die Arten mit einem geringen Ausbreitungsvermögen sind auf eine kontinuierliche, langsame, mehrere Generationen überdauernde Ausbreitung durch Laufen angewiesen, während die Arten mit einem hohen Ausbreitungsvermögen sich fliegend, im Laufe der Lebensdauer der Imagines über weite Entfernungen verteilen können.

Für Arten mit geringem Ausbreitungsvermögen hängen die Ausbreitungschancen in Straßenrandökosystemen entscheidend davon ab, ob sie sich am Straßenrand fortpflanzen und die Lebenszeit einer Generation überdauernde Populationen bilden können. Arten, die am Straßenrand indigen sind, haben bessere Ausbreitungschancen als solche, die dort nur für die Lebensdauer der Imagines existieren können.

Kennzeichnend für die Laufkäfersynusien der untersuchten Straßenrandabschnitte ist der relativ hohe Anteil von Arten, bei denen die Indigenität fraglich bleibt. Für die Charakterisierung einer Synusie ist die Abtrennung standortfremder Arten erwünscht, wenn man die Einflüsse der Nachbarbiotope einerseits und der variierenden Standorteigenschaften andererseits unabhängig voneinander analysieren will. Die Erfassung der Bodenfauna mit Bodenfallen erlaubt keine sicheren Aussagen über die Indigenität der Arten.

Im folgenden wird die Anpassung an Straßenrandökosysteme für einzelne Carabidae-Arten angegeben. Die Klassifizierung erfolgte auf Grundlage von Phänologie und Biotopbindung sowie der Dominanzen. Bei den Arten, die nicht an die Straßenrandbiotop angepasst sind und ein geringes Ausbreitungsvermögen haben, muß vermutet werden, daß die Ausbreitungschancen dieser Arten in Straßenrandökosystemen gering sind.

Arten mit geringer Anpassung an Straßenrandökosysteme:

- *Calathus fuscipes*
- *Calathus erratus*
- *Amara aenea*
- *Amara equestris*
- *Poecilus lepidus*

Diese Arten kommen nur dort am Straßenrand vor, wo die Möglichkeit einer ständigen Zuwanderung aus den Nachbarbiotopen besteht. Auf isolierten Straßenrandabschnitten fehlen sie. Es ist fraglich, ob sie am Straßenrand indigen sind. Die Ausbreitungschancen dieser Arten in Straßenrandökosystemen müssen als gering eingeschätzt werden. Eine Ausnahme bildet *Amara aenea*, die, als eine Art mit hohem Ausbreitungsvermögen (flugfähig), höhere Ausbreitungschancen als die übrigen Arten dieser Gruppe hat.

Arten mit hoher Anpassung an Straßenrandökosysteme:

Die folgenden Arten kommen auch auf isolierten Straßenrandabschnitten vor, können also am Straßenrand unabhängig von einer Zuwanderung aus den Nachbarbiotopen existieren. Es darf angenommen werden, daß sie zumindest in Teilbereichen am Straßenrand indigen sind und sich auch über Straßenrandökosysteme ausbreiten.

Arten mit Bindung an trockene Habitate:

- *Calathus melanocephalus*
- *Harpalus tardus*
- *Syntomus truncatellus*

Diese Arten kommen am Straßenrand nur in trockenen Bereichen vor. Ihre Ausbreitungschancen werden durch feuchte Straßenrandabschnitte eingeschränkt.

Arten mit geringer Toleranz zu trockenen Habitaten:

- *Leistus rufescens*
- *Amara lunicollis*
- *Pterostichus niger*

Diese Arten kommen am Straßenrand nur in mittelfeuchten Habitaten vor. Ihre Ausbreitungschancen werden durch trockene Straßenrandabschnitte eingeschränkt.

Arten mit geringer ökologischer Bindung an feuchte oder trockene Biotope:

- *Poecilus versicolor*
- *Harpalus rubripes*
- *Harpalus aeneus*
- *Harpalus latus*
- *Trechus quadristriatus*

Diese Arten kommen am Straßenrand in Habitaten mit unterschiedlichem Ökoclimate vor. Ihre Ausbreitungschancen werden durch abiotische Faktoren kaum eingeschränkt.

Die Angaben zur Anpassung der Arten an Straßenrandökosysteme beziehen sich auf Erfassungen in einem Untersuchungsgebiet. Sämtliche Probenstandorte gehören zu relativ trockenen Biotoptypen auf Sandboden. Es ist zu erwarten, daß das Arteninventar der Laufkäfer in feuchteren Straßenrandbiotopen oder auf Straßenrandbereichen mit Lehmboden hiervon abweicht.

KOSSLER (1985) erfaßte auf lehmigem Sand mit höherem Humusanteil ebenfalls die Arten:

- *Calathus melanocephalus*
- *Pterostichus niger*
- *Poecilus versicolor*
- *Harpalus latus*
- *Trechus quadristriatus*

im straßennahen Bereich mit höheren Dominanzen als im straßenfernen Bereich. Diese Arten scheinen also allgemein eine hohe Anpassung an Straßenrandökosysteme zu haben.

4.3 Abhängigkeit der Aaskäfer (Silphidae) von der Exposition und den Nachbarbiotopen

Die Aktivitätsdichten der Silphidae sind in Tab. 2 dargestellt. *Silpha obscura* und *Silpha tristis* sind die sudominanten Arten innerhalb dieser Familie. Beide zeigen eine Bindung an die Standorte am Straßenrand, während sie in den Nachbarbiotopen kaum vertreten sind.

Silpha obscura ist an den Straßenrändern vor Sandtrockenrasen stärker vertreten, während *Silpha tristis* an den Straßenrändern dominiert, die frische und feuchte Nachbarbiotop besitzen. Die Faktoren Strahlung und Temperatur scheinen für die *Silpha*-Arten kaum relevant, die Unterschiede in den Aktivitätsdichten auf den verschieden exponierten Böschungen sind nicht mit der Exposition der Böschungen korreliert.

Auffallend sind die hohen Abundanzen beider Arten auf der südexponierten Böschung mit Feuchtgrünland als Nachbarbiotop, die nicht vom Ökoclimate her begründet werden können. Möglicherweise ersetzen die Silphidae in diesem Bereich die Laufkäfer-Arten, die hier ausfallen, in den anderen Bereichen jedoch konkurrenzstärker sind als die Aaskäfer.

Tab. 2: Aktivitätsdichte der Silphidae 1985 in Individuen/(3 Bodenfallen * 1 Jahr).

Straßenrandbiotop

Str – nord	(SaTr)I/II	: nordexp. Böschung vor Sandtrockenrasen
Str – eben	(MWie)	: ebener Straßenrand vor Mähwiese
Str – eben	(KiWa)	: ebener Straßenrand vor Kiefernwald
Str – süd	(Fgr)	: südexp. Böschung vor Feuchtgrünland
Str – süd	(Call)	: südexp. Böschung vor Calluna-Heide
Str – süd	(SaTr)	: südexp. Böschung vor Sandtrockenrasen

Nachbarbiotop

Na –	SaTr	: Sandtrockenrasen
Na –	Call	: Calluna-Heide

	Str-nord (SaTr) I	Str-nord (SaTr) II	Str-eben (MWie)	Str-eben (KiWa)	Str-süd (FGr)	Str-süd (SaTr)	Str-süd (Call)	Na-SaTr	Na-Call	ges:
<i>Silpha obscura</i>	12	8	3	1	50	16	4	3	.	97
<i>Silpha tristis</i>	1	1	10	.	58	1	5	.	.	76
<i>Necrophorus vespillo</i>	1	1	2
<i>Phosphuga atrata</i>	1	1
gesamt:	14	9	13	1	108	17	9	4	1	176

4.4 Abhängigkeit der Blatthornkäfer (Scarabeidae) von der Exposition und den Nachbarbiotopen

Die Aktivitätsdichten der Blatthornkäfer (Scarabaeidae) zeigt Tab. 3. Die häufigste Art des Untersuchungsgebietes ist *Geotrupes vernalis*. Der Käfer ist in den Nachbarbiotopen häufiger als am Straßenrand und hat seinen Verbreitungsschwerpunkt im Bereich der Sandtrockenrasen und *Calluna*-Heiden. *Geotrupes stercorarius* ist insgesamt etwas weniger häufig, kommt aber am Straßenrand nicht seltener vor als in den Nachbarbiotopen. Seine größten Aktivitätsdichten liegen an den Stellen, die an den Kiefern-Wald grenzen.

Interessant ist das Vorkommen von *Typhoeus typhoeus*, einer typischen Art der *Calluna*-Heiden, die allerdings nur mit drei Individuen erfaßt wurde.

Beim Wechsel der Bodenfallen fiel der hohe Anteil der von Kraftfahrzeugen überfahrenen Scarabaeidae (*Geotrupes spp.*) auf. Besonders in den Monaten September und Oktober wurden, gemessen an der Anzahl der in den Bodenfallen erfaßten Individuen, sehr viele Tiere überfahren. Wie groß die Mortalitätsrate durch den Straßenverkehr ist und ob dieser Faktor einen Einfluß auf die Besiedlungsdichte hat, kann hier nicht ermittelt werden. Sicher ist, daß die Ausbreitungschancen dieser Arten durch die Isolationswirkung der Straße stark eingeschränkt werden.

Tab. 3: Aktivitätsdichte der Blatthornkäfer 1985 in Individuen/(3 Bodenfallen * 1 Jahr).

	Str-nord (SaTr) I	Str-nord (SaTr) II	Str-eben (MWie)	Str-eben (KiWa)	Str-süd (FGr)	Str-süd (SaTr)	Str-süd (Call)	Na-SaTr	Na-Call	ges:
<i>Geotrupes vernalis</i>	2	3	.	5	1	1	1	17	11	41
<i>Geotrupes stercorarius</i>	1	.	2	6	1	.	4	2	.	16
<i>Phyllopertha horticola</i>	.	.	.	1	1	.	.	1	.	3
<i>Typhoeus typhoeus</i>	1	.	2	3
gesamt:	3	3	2	12	3	1	6	20	13	63

4.5 Abhängigkeit der Feldheuschrecken (Caelifera) von der Exposition und den Nachbarbiotopen

Zur Erfassung der Feldheuschrecken (Caelifera) wurden außer den Bodenfallen Käscherfänge durchgeführt und Photoelektoren eingesetzt. Die Problematik ergibt sich aus der Tatsache, daß Acrididae nicht nur auf der Bodenoberfläche aktiv sind, sondern auch in die Krautschicht aufsteigen. Tab. 4 zeigt die Individuenzahlen aller drei Methoden für den Herbst 1984. Da mit den Bodenfallen die meisten Individuen erfaßt wurden, wurde im Jahr 1985 nur noch diese Methode angewandt.

Tab. 4: Erfassung der Feldheuschrecken im Herbst 1984 mit drei verschiedenen Methoden.

	Str-nord (SaTr)	Str-eben (MWie)	Str-eben (KiWa)	Str-süd (FGr)	Str-süd (SaTr)	Str-süd (Call)	ges:
Photoelektor							
<i>Chorthippus biguttulus</i>	.	.	.	2	1	4	7
<i>Omocestus haemorrhoidalis</i>	1	3	4
<i>Chorthippus albomarginatus</i>	.	3	3
gesamt:	.	3	.	2	2	7	14
Käscherprobe							
<i>Chorthippus biguttulus</i>	.	2	2	7	13	23	47
<i>Omocestus haemorrhoidalis</i>	4	16	20
<i>Chorthippus albomarginatus</i>	.	5	.	2	.	1	8
gesamt:	.	7	2	9	17	40	75
Bodenfalle							
<i>Chorthippus biguttulus</i>	.	2	5	17	51	33	108
<i>Omocestus haemorrhoidalis</i>	.	.	2	.	25	58	85
<i>Chorthippus albomarginatus</i>	.	.	.	2	.	1	3
gesamt:	.	2	7	19	76	92	196

Tab. 5 gibt die Aktivitätsdichten der Feldheuschrecken 1985 wieder. Alle genannten Arten sind xero- und thermophil. Die Verteilung auf die verschiedenen exponierten Böschungen läßt eine strenge Bindung an die südexponierten Böschungen erkennen. Es wäre zu erwarten, daß die frischen, nordexponierten Böschungen von mesophilen Arten besiedelt werden. Diese Böschungen werden jedoch von keinen Feldheuschrecken-Arten angenommen. Das Fehlen meso- oder hygrophiler Arten wurde auch bei den Laufkäfern beobachtet und muß auf die ökoklimatische Isolation und geringere Habitatvielfalt der nordexponierten Böschungen zurückgeführt werden.

Tab. 5: Aktivitätsdichte der Feldheuschrecken 1985 in Individuen/(3 Bodenfallen * 1 Jahr).

Straßenrandbiotope

Str – nord	(SaTr)	:	nordexp. Böschung vor Sandtrockenrasen
Str – eben	(MWie)	:	ebener Straßenrand vor Mähwiese
Str – eben	(KiWa)	:	ebener Straßenrand vor Kiefernwald
Str – süd	(Fgr)	:	südexp. Böschung vor Feuchtgrünland
Str – süd	(Call)	:	südexp. Böschung vor Calluna-Heide
Str – süd	(SaTr)	:	südexp. Böschung vor Sandtrockenrasen

Nachbarbiotope

Na –	SaTr	:	Sandtrockenrasen
Na –	Call	:	Calluna-Heide

	Str-nord (SaTr)	Str-eben (MWie)	Str-eben (KiWa)	Str-süd (FGr)	Str-süd (SaTr)	Str-süd (Call)	Na-SaTr	Na-Call	ges:
<i>Omocestus haemorrhoidalis</i>	.	.	5	2	26	41	.	8	82
<i>Chorthippus biguttulus</i>	.	1	6	22	16	18	6	2	71
<i>Myrmeleotettix maculatus</i>	16	17	33
<i>Chorthippus albomarginatus</i>	.	1	.	5	.	1	.	.	7
<i>Omocestus viridulus</i>	.	.	.	2	2
gesamt:	.	2	11	31	42	60	22	27	195

Chorthippus biguttulus ist die häufigste Art mit der weitesten Verteilung. Schwerpunkt der Verteilung sind alle südexponierten Straßenrandböschungen. Dort ist die Art häufiger als in den Nachbarbiotopen. Da sie auch auf der südexponierten Böschung vor Feuchtgrünland vorkommt, kann angenommen werden, daß sie am Straßenrand indigen ist und sich auch über Straßenrandökosysteme ausbreiten kann.

Omocestus haemorrhoidalis ist die zweithäufigste Art. Auch sie hat ihren Verteilungsschwerpunkt auf den südexponierten Straßenrandböschungen. Auf der südexponierten Böschung vor Feuchtgrünland kommt sie jedoch nur in sehr geringer Aktivitätsdichte vor. Dies deutet auf die Abhängigkeit von einer Zuwanderung aus den Nachbarbiotopen hin. Die höheren Aktivitätsdichten auf den südexponierten Böschungen kommen deshalb zustande, weil die Imagines die stark besonnten Flächen aufsuchen. Daß die Art dort indigen ist, muß jedoch bezweifelt werden. Es ist anzunehmen, daß sie sich nicht über Straßenrandökosysteme ausbreiten kann. Als nördliche Verbreitungsgrenze wird die südliche Nordseeküste angegeben (HARZ 1975). HEYDEMANN (1982) nennt den Südosten Lauenburg als einziges Verbreitungsgebiet in Schleswig-Holstein und nimmt eine Einteilung in die Kategorie 1.2 der Roten Liste Schleswig-Holstein vor. Dies erscheint nicht mehr gerechtfertigt, da die Art offensichtlich weiter verbreitet ist, als ursprünglich angenommen.

Untersuchungen von GÖTZE, HEYDEMANN und RIECKEN (1985) zeigen, das es sich hier um kein isoliertes Vorkommen handelt. Sie fanden die Art in dem Naturschutzgebiet „Barker Heide“. Möglicherweise ist *Omocestus haemorrhoidalis* erst in jüngerer Zeit nach Mittelholstein vorgedrungen, da die Art in den Faunen nur für den Südosten Lauenburgs angegeben wird.

Myrmeleotettix maculatus kommt am Straßenrand nicht vor, wohl aber in den Nachbarbiotopen, wo sie die Kernzonen großflächiger Biotope besiedelt.

Chorthippus albomarginatus zeigt die geringste Bindung an die südexponierten Straßenrandböschungen. Sie bevorzugt etwas dichtere Krautschichten und hat deshalb ihren Verbreitungsschwerpunkt auf dem ebenen Straßenrandabschnitt vor einer Mähwiese bzw. auf der südexponierten Böschung vor Feuchtgrünland.

Omocestus viridulus wurde nur mit zwei Individuen im Jahr 1985 auf der südexponierten Böschung vor Feuchtgrünland erfaßt. Da es sich um eine mesophile Art handelt, muß angenommen werden, daß sie aus dem Feuchtgrünland eingewandert ist. Die geringe Aktivitätsdichte zeigt, daß die trockene Straßenrandböschung nicht ihr Optimallebensraum ist.

Die Aktivitätsdichten der Feldheuschrecken zeigen Verteilungsmuster, die denen der Laufkäfer analog sind. Die südexponierten Böschungen haben, insbesondere dort, wo ökologisch identische Nachbarbiotope angrenzen, einen Feldheuschrecken-Bestand aus vielen Individuen mehrerer Arten. Ökologisch isolierte Straßenrandabschnitte, wie die nordexponierten Böschungen vor Sandtrockenrasen oder die südexponierten Böschungen vor Feuchtgrünland werden nur von wenigen Arten besiedelt.

5. Die Bedeutung der Straßenränder für den Verbund von Ökosystemen

Um der „Verinselung“ der Landschaft entgegenzuwirken, ist es erforderlich, den Verbund von Ökosystemen zu erhalten oder neu herzustellen. Welche Bedeutung Straßenränder für den Verbund von Ökosystemen haben, soll im folgenden erörtert werden.

Der Verbund von Ökosystemen dient dem Austausch von Arten zwischen Biotopen des gleichen Typs. Die Straßenrandbiotope müssen den Minimalanforderungen einer Art entsprechen, damit die Verbundfunktion für diese Art erfüllt wird. Arten mit einer hohen Biotoptoleranz und einem hohen Ausbreitungsvermögen haben bessere Ausbreitungschancen als die Arten mit einer starken Biotopbindung und geringem Ausbreitungsvermögen.

Für Arten mit einer hohen Biotoptoleranz und einem hohen Ausbreitungsvermögen wird die Verbundfunktion erfüllt, wenn die Straßenränder als Ausbreitungshabitat genutzt werden können. Hierzu sind vor allem die Faktoren Raumstruktur, Rastplatz- und Nahrungsangebot von Bedeutung.

Für Arten mit einem geringen Ausbreitungsvermögen wird die Verbundfunktion nur erfüllt, wenn die Straßenränder auch als Reproduktionshabitat genutzt werden können.

Für Arten mit einer starken Biotopbindung müßten die Straßenrandhabitate den speziellen Ansprüchen an Öklima, Bodenverhältnisse, Raumstruktur und Nahrung entsprechen, damit auch für diese Arten die Verbundfunktion erfüllt wird.

Die Straßenränder können die Verbundfunktion nur für einige Ökosystemtypen erfüllen. Insbesondere offene, trockene bis mittelfeuchte Biotoptypen sind relativ verbreitet in Straßenrändern repräsentiert. Für stenotope Waldarten z. B. gibt es keine Verbundmöglichkeit durch Straßenränder, da die ökologischen Verhältnisse des Waldes an keinen Straßenrandabschnitten vorhanden sind. Die Minimalbreite von Waldbeständen, aus de-

nen stenotope Waldarten nicht von Feldarten verdrängt werden, beträgt etwa 80 m (MADER 1979).

Viele Arten sind auf die Kernzonen großflächiger Biotope angewiesen. Mit der Zerteilung in kleinere Restflächen entsteht ein für diese Arten ungünstigeres Verhältnis von Biopflanze zu -umfang, so daß gerade diese Arten zu den besonders gefährdeten zählen. Die Straßenrandbiotope können bestenfalls den Randzonen der großflächigen Biotope entsprechen, sie bieten also den besonders gefährdeten, auf Biotopkernzonen angewiesenen Arten keine Refugien.

Ein besonderes Problem für den Verbund von Ökosystemen stellt die fehlende Konstanz der Habitateigenschaften in Längsrichtung der Straßenränder dar. Durch unterschiedlich ausgebildete Abschnitte mit wechselndem Bodentyp, -feuchte, Ökoclimate oder Nahrungsangebot kommt es zu einer Isolation für die Arten, die eine geringere Habitattoleranz besitzen, als die wechselnden Standorteigenschaften erfordern. Eine stärkere Differenzierung in zur Straße parallel verlaufende Zonen, etwa von einem immer wasserführenden Graben bis zu trockenen Sandflächen, könnte hier die gleichzeitige Verbundwirkung für Arten mit verschiedenen ökologischen Ansprüchen ermöglichen.

Die Straßenrandbereiche sind den starken, lebenswidrigen Einflüssen des Straßenverkehrs ausgesetzt. Besonders die Tierarten, die das Ökoclimate und die Oberflächenstruktur der Fahrbahnflächen nicht meiden oder sogar aufsuchen werden vermehrt überfahren. Lärm- und Schadstoffemissionen des Kraftfahrzeugverkehrs führen ebenfalls zu einer starken Beeinträchtigung der Straßenrandökosysteme. Der ökologische Wert von Straßenrandbiotopen liegt daher wesentlich unter dem vergleichbarer Saumbiotope abseits von Verkehrsstraßen.

Die Ergebnisse legen die Vermutung nahe, daß die Verbundwirkung von Straßenrandabschnitten und damit die Bedeutung für den Naturschutz eher überschätzt wird. Die negativen Folgen der Isolation durch Verkehrsstraßen überwiegen den Nutzen der Straßenränder bei weitem. Es besteht die Gefahr, daß durch die Hervorhebung der ökologischen Bedeutung von Straßenrändern der Eindruck entsteht, die negativen Auswirkungen von Straßenbau und -verkehr ließen sich durch die ökologische Gestaltung der Straßenränder ausgleichen.

6. Zusammenfassung

In einem Gebiet an der Bundesautobahn 7 zwischen Neumünster und Rendsburg wurden Untersuchungen über die Abhängigkeit der Bodenfauna in Straßenrandökosystemen von der Exposition der Böschungen und den Nachbarbiotopen durchgeführt. Hierzu wurde die Bodenfauna an sieben Straßenrandabschnitten in der Zeit vom 15. März bis 30. September 1985 mit Hilfe der Bodenfallenmethode und Boden-Photoelektoren erfaßt. Von den sieben Probenstandorten befanden sich drei auf südexponierten Böschungen, zwei auf nordexponierten Böschungen und zwei auf ebenen Straßenrandabschnitten. Zusätzlich wurden Sandtrockenrasen und *Calluna*-Heiden als Nachbarbiotope von zwei südexponierten Böschungen untersucht. In die Auswertung wurden die Laufkäfer (Carabidae), Aaskäfer (Silphidae), Blatthornkäfer (Scarabaeidae) und die Feldheuschrecken (Caelifera) aufgenommen.

Die Laufkäfer (Carabidae) erreichen in den Straßenrandbiotopen nur eine wesentlich geringere Gesamtaktivitätsdichte als in den Nachbarbiotopen. Ein Großteil der Arten aus den Nachbarbiotopen kam auch in den Straßenrandökosystemen vor, allerdings erreicht ein Teil der Arten nicht die Dominanzwerte, die sie in den Nachbarbiotopen haben. Die Ausbildung der Dominanzstrukturen ist in erster Linie von der Exposition der Böschungen abhängig. Einige Arten sind relativ gut an die Straßenrandökosysteme angepaßt. Sie erreichen dort höhere Dominanzwerte als in den Nachbarbiotopen.

Die Feldheuschrecken (Caelifera) zeigen eine starke Bindung an die südexponierten Straßenrandböschungen, auf denen sie zum Teil höhere Aktivitätsdichten erreichen als in den Nachbarbiotopen.

Insgesamt wurde eine höhere Übereinstimmung im Arteninventar der Straßenrand- und Nachbarbiotope (Querverbund) als im Arteninventar der Straßenränder untereinander (Längsverbund) festgestellt. Ein Teil der Arten aus den Nachbarbiotopen meidet allerdings die Straßenrandbereiche, während andere Arten am Straßenrand unabhängig von einer ständigen Zuwanderung aus den Nachbarbiotopen zu existieren vermögen.

8. Summary

At the autobahn 7 between Neumünster and Rendsburg (Schleswig-Holstein, North Germany) investigations were executed concerning the effect of both the slope exposition and the adjacent biotops on the epigeic fauna of roadsides. The soil surface fauna of seven roadside sites was registered by means of pitfall traps and emergence traps during the period from march to september 1985. Three of these sampling sites are situated on south exposed slopes, two on north exposed slopes, and two on flat floors. Additionally two adjacent biotops, which are a dry sandy grassland and a calluna heath were examined. The investigation was focused on Carabidae, Silphidae, Scarabaeidae and Caelifera.

In the biotops at the roadside the Carabidae occurred with distinct lower density of activity than in the adjacent biotops. Most species of the adjacent biotops have also been caught in the roadsides, though most of them yield higher dominance in the adjacent biotops. The dominance structures are mainly dependent first of all on the exposition of the slopes. Some species are well adapted to the roadside ecosystems, because they reach higher dominances there than in the adjacent sites.

The Caelifera are well adapted on the south exposed roadside slopes, where they are often more abundant than in the flat adjacent biotops.

A higher similarity (Soerensens coefficient of community) was found between the roadside and the adjacent biotops compared with the similarity between various roadside sites. Some species of the adjacent biotops, however, avoid the roadside biotops while other species are able to exist at the roadside without continuous immigration out of the adjacent biotops.

V. Die Arthropoda-Fauna gemähter und nichtgemähter Flächen neben einer Autobahn

Von Jürgen Koßler

1. Einleitung
2. Charakterisierung des Untersuchungsgebietes
3. Material und Methodik
4. Ergebnisse
5. Diskussion
6. Zusammenfassung
7. Summary
8. Tabellarischer Anhang

1. Einleitung

Verkehrsbauten führen häufig zur Einebnung des Reliefs sowie zur Fossilierung der Böden (BLUME et al. 1978). Verkehrsnebenflächen, insbesondere Straßenränder, werden nach der Trassenfertigstellung durch Grasansaat (TRAUTMANN et al. 1975) und vereinzelte Buschpflanzungen zu straßenbegleitenden Grünlandflächen. Das bandartig straßenbegleitende Grünland kann als eine künstliche, vom Menschen geschaffene und erhaltene Grassteppe angesehen werden, auf deren Standort natürlicherweise Wald wachsen würde (ELLENBERG 1978; TIETZE 1973).

Die straßennahe Flora und Fauna ist einer hohen Immissionsbelastung, häufig in toxische Bereiche gehender Konzentrationen an Bleiverbindungen, Kohlen- und Kohlenwasserstoffverbindungen, Schwefeloxiden und Stickoxiden (DEISCHL 1972; WASNER et al. 1981) sowie Streusalzen und Reifenabrieb ausgesetzt (OLSCHOWY 1981). Trotz dieser gravierenden Belastungen können Straßenränder zu bandartigen Lebensräumen für artenreiche Pflanzen- und Tiergesellschaften werden, wenn die Pflege der Seitenstreifen nach ökologischen Gesichtspunkten durchgeführt wird (HEYDEMANN & MÜLLER-KARCH 1980, ELLENBERG et al. 1981, WASNER 1984, WOLFF-STRAUB 1984).

In der vorliegenden Arbeit soll die Ausbildung und Zusammensetzung ausgewählter Gruppen der Arthropoda auf Autobahnrandstreifen unterschiedlicher Mahdintensität und Tiefenausdehnung analysiert werden.

2. Charakterisierung des Untersuchungsgebietes

Das Untersuchungsgebiet liegt in Schleswig-Holstein an der Autobahn A 215, der Verbindung zwischen Kiel und der Bundesautobahn (BAB) nach Hamburg. Dieser Autobahnabschnitt wurde Mitte 1972 dem öffentlichen Straßenverkehr übergeben. Die genaue Lage des Untersuchungsgebietes ergibt sich aus Abb. 1. Der baumlose und weitgehend buschfreie untersuchte Grünlandbiotop liegt südöstlich der Autobahntrasse zwischen dem Straßenkörper und dem Bahndamm der Linie Kiel-Rendsburg. Straße und Bahndamm verlaufen in diesem Bereich über etwa 1,5 km nahezu parallel und schließen einen Grünlandstreifen mit einer Tiefenausdehnung zwischen 20 m und 50 m ein. Das Untersuchungsgebiet gliedert sich in ein einschürig und ein zweischürig bewirtschaftetes Areal sowie eine ungemähte Teilfläche. Die unterschiedlichen Grünlandareale umfassen eine Fläche von 3100 qm (nicht gemäht), 2800 qm (einschürig) und 2400 qm (zweischürig).

Die drei unterschiedlich bewirtschafteten Grünlandflächen werden aufgrund pflanzensoziologischer Unterschiede in einen straßennahen und einen straßenfernen Bereich gegliedert. Beide Bereiche sind durch einen Entwässerungsgraben voneinander getrennt. Die unterschiedlich gepflegten Flächen werden wie folgt bezeichnet (Abb. 1):

- A 0 – straßennahes Grünland, nicht gemäht
- A 1 – straßennahes Grünland, einschürig (Herbstmahd)
- A 2 – straßennahes Grünland, zweischürig (Sommer- und Herbstmahd)
- B 0 – straßenfernes Grünland, nicht gemäht
- B 1 – straßenfernes Grünland, einschürig (Herbstmahd)
- B 2 – straßenfernes Grünland, zweischürig (Sommer- und Herbstmahd)

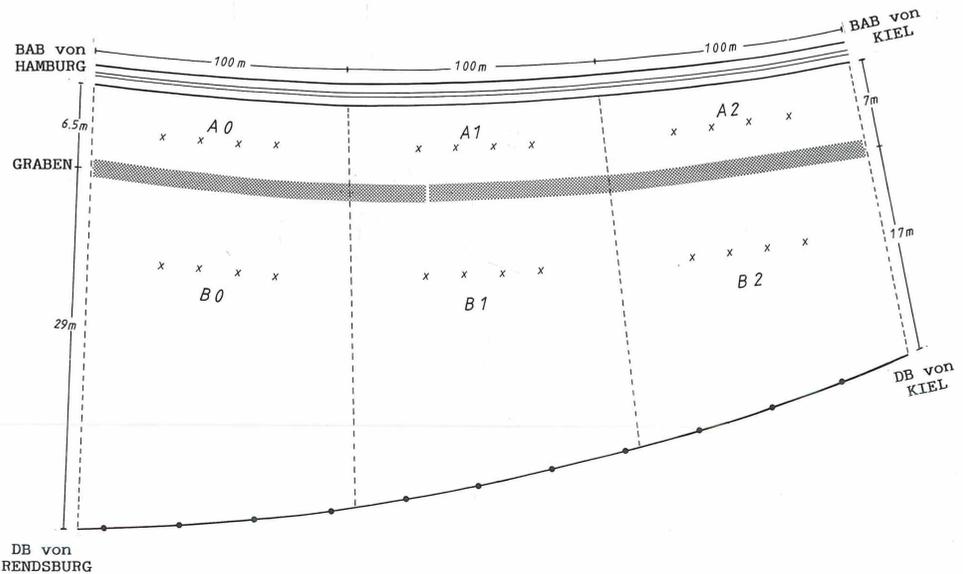


Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes (A = straßennahes Grünland; B = straßenfernes Grünland – die jeweilige Zahl nimmt Bezug auf die Mahdintensität; x = Bodenfalle).

Durch den Bau der Autobahntrasse waren umfangreiche Erdbewegungen erforderlich, die in ihrer Folge zu einer Monotonisierung des zuvor leicht hügeligen Geländes führten. Die Trasse durchschneidet das Gelände auf einem Damm, der infolge des zum Teil feuchten Untergrundes auf Sand mit wechselnd anteiliger Schotterbeimischung fußt. Die Dammböschung wurde mit einer dünnen Mutterbodenschicht abgedeckt, so daß das Untersuchungsgebiet einen sandigen Boden mit wechselnd hohen Lehmantilen aufweist. Die Messungen der Wetterstation Kiel-Kronshagen (DEUTSCHER WETTERDIENST 1984, 1985) belegen, daß im Untersuchungszeitraum nach dem sehr warmen und trockenen Sommer 1983 im Jahr 1984 ein relativ kalter (Juni, Juli) und nasser (Mai, Juni), sonnenscheinarmer Sommer folgt.

Nach der Fertigstellung der Autobahntrasse Mitte 1972 wurde auf den Autobahnnebenflächen eine Ansaat ausgebracht, die nach Auskunft des zuständigen Straßenneubauamtes Neumünster folgende, Zusammensetzung aufwies:

- 10 % *Agrostis tenuis*
- 20 % *Festuca rubra rubra*
- 20 % *Festuca rubra communata*
- 28 % *Festuca ovina capellata*
- 10 % *Lolium perenne*
- 10 % *Poa pratensis*
- 2 % *Trifolium repens*

Das Untersuchungsgebiet ist pflanzensoziologisch dem Molinio-Arrhenatheretea zuzuordnen (DIERSSEN 1983). Es ist eine artenreiche Pflanzengesellschaft des Wirtschaftsgrünlandes, die der Glatthaferwiese Arrhenatherion elatoris (DIERSSEN 1983) weitgehend entspricht. Das Untersuchungsgebiet nimmt unter dem bewirtschafteten Grünland (Wiesen und Weiden) eine Sonderstellung ein, da es bis 1982 lediglich extensiv gemäht und dann gänzlich aus der Bewirtschaftung herausgenommen wurde. Das straßennahe Grünland wird besonders durch *Festuca rubra*, *Leucanthemum vulgare*, *Plantago lanceolata*, *Achillea millefolium*, *Cirsium arvense* und *Agrostis stolonifera* geprägt. Charakterarten sind *Cerastium holosteoides* und *Lolium perenne*. Das straßenferne Grünland wird besonders durch *Festuca rubra*, *Anthriscus sylvestris* und *Agropyron repens* geprägt. Charakterarten sind *Festuca pratensis* und *Urtica dioica*. Im Bereich des Entwässerungsgrabens prägen *Festuca rubra*, *Cirsium arvense*, *Ranunculus repens*, *Agrostis stolonifera*, *Potentilla anserina*, *Mentha arvensis* und *Plantago major* die Pflanzengemeinschaft. Hier sind *Juncus articulatus*, *Polygonum amphibium* und *Stellaria holostea* die Charakterarten.

Die erwähnten Pflanzengemeinschaften unterscheiden sich in ihrem Feuchteanspruch. Während die gemittelte Feuchtezahl (nach ELLENBERG 1979) aller Pflanzen im straßennahen Grünland bei 5,0 liegt, beträgt sie im straßenfernen Grünland 5,6 und im Bereich des Entwässerungsgrabens 6,3.

3. Material und Methodik

Auf jeder der vier unterschiedlich gepflegten Flächen wurden vier Bodenfallen im Straßenrandbereich und vier Fallen im straßenfernen Grünland eingesetzt. Im straßennahen Bereich betrug der Abstand der Fallenreihe vom Asphaltdeckenrand der Autobahn 3,5 m. Der Abstand der Parallelfallen untereinander lag bei 15 m. Die Fallen wurden in der Zeit von 7. 4. 1984–6. 4. 1985 14tägig gewechselt.

Jede Untersuchungsfläche wurde mit einem Boden-Photoelektror bestückt, so daß insgesamt sechs Photoelektroren eingesetzt waren. Im straßennahen Grünland standen die Photoelektroren ab dem 7. 4. 1984, im straßenfernen Bereich ab dem 8.9.1984 und wurden im 14-tägigen Rhythmus umgesetzt und das Ausfanggefäß gewechselt. Lediglich in der Winterperiode standen die Geräte aufgrund des gefrorenen Bodens vier Wochen (29. 12. 1984–26. 1. 1985) und sechs Wochen (26. 1. 1985–9. 3. 1985).

Für jede Kescherprobe wurden 30 Schläge durchgeführt. Die Kescherproben wurden im 14-tägigen Rhythmus vom 16. 6. 1984–17. 11. 1984 jeweils zum Datum des Bodenfallenwechsels in den jeweiligen Untersuchungsgebieten genommen.

Die untersuchten Grünlandflächen sowie der übrige Pflegebereich der zuständigen Autobahnmeisterei wurden bis 1981 zweimal jährlich gemäht. Im Jahr 1982 erfolgte lediglich eine Mahd im Herbst; im Jahr 1983 wurde der Bereich nicht gemäht. 1984 lief die reguläre Pflege der Autobahnmeisterei parallel zu den Untersuchungen. Lediglich ein 1,2 m breiter Streifen wurde aus Sicherheitsgründen Ende Mai und Ende August parallel zum Asphaltdeckenrand gemäht. Zur Pflege der Untersuchungsflächen wurde ein Balkenmähergerät und eine Motorsichel verwendet. Das Mähgut wurde liegengelassen. Die Frühsommermahd wurde am 16.6.1984 auf den zweischürigen Flächen (A 2 und B 2) durchgeführt. Die Frühherbstmahd am 8. 9. 1984 erfolgte sowohl auf den einschürigen als auch zweischürigen Flächen.

Zur Determination der Arthropoda wurde folgende Literatur verwendet:

Carabidae	FREUDE et al. 1976
Silphidae	FREUDE et al. 1971
Staphylinidae	FREUDE et al. 1964, 1974
Araneida	LOCKET & MILLIDGE 1951, 1953, 1974 BROHMER 1982 DAHL 1926 ROBERTS 1985, 1987 WIEHLE 1956, 1960, 1963
Opiliones	MARTENS 1978 DAHL 1926 KÄSTNER et al. 1928
Isopoda	BROHMER 1982 GRUNER 1965/66
Diplopoda	BROHMER 1982 SCHUBART 1934
Chilopoda	BROHMER 1982
Heteroptera	WAGNER 1952, 1966, 1967 BROHMER 1982
Homoptera	OSSIANILSSON 1978, 1981, 1983 RIBAUT 1936, 1952 BROHMER 1982
Trichoptera	BROHMER 1982

4. Ergebnisse

Zur ökologischen Analyse wurden die Carabidae, Araneida und Cicadina herangezogen. Eine tabellarische Darstellung der übrigen erfaßten Gruppen findet sich im Anhang (Tab. 7–13).

Carabidae

Die Laufkäfer sind eine dominierende Coleoptera-Familie des Epigaiens und treten in nahezu allen terrestrischen Ökosystemen mit hohen Arten- und Individuenzahlen auf. Carabidae haben eine hohe Indikatoreigenschaft und zeigen eine schnelle Reaktion gegenüber Veränderungen der Umweltfaktoren (GRUSCHWITZ 1981, HEYDEMANN 1953, 1955b, 1956, 1964b, KLESS 1961, THIELE 1956, 1960, 1961, 1962, 1964, 1977, TIETZE 1973, TISCHLER 1948, 1958).

Die Einschätzung der Wirkung von Veränderungen des abiotischen Milieus setzt einen hohen Kenntnisstand über die abiotisch bedingte Habitatbindung der Carabidae voraus. Laboruntersuchungen liegen unter anderem von KIRCHNER (1960), KLESS (1961), THIELE (1962, 1964) und WEBER (1965) vor, Freilanduntersuchungen unter anderem von HEYDEMANN (1953, 1955b, 1962), SCHMIDT (1957) und TIETZE (1973).

Insgesamt wurden im Untersuchungszeitraum (7. 4. 1984–6. 4. 1985) 2895 Individuen aus 23 Gattungen mit 34 Arten erfaßt.

Die Gesamtaktivitätsdichte der untersuchten Flächen ist der Tab. 1 zu entnehmen; die Aktivitätsdominanz der Teilflächen sowie der Gesamtfläche geht aus Tab. 2 hervor.

34 Laufkäfer-Arten wurden im Grünland der Autobahnnebenflächen erfaßt. Ähnliche Artenzahlen für Grünland wurden z. B. auch von LIENEMANN (1982), MÜLLER (1968) und ZELTNER (1989) nachgewiesen. 40 % aller Laufkäfer wurden im straßennahen Grünland, 60% im straßenfernen Bereich erfaßt. MADER (1979) zeigte, daß die Individuendichte der Carabidae mit zunehmender Annäherung an Verkehrsstraßen abnimmt. Mit der Annäherung an die Autobahn nahm die Artenzahl der Carabidae geringfügig zu, die Individuenzahlen dagegen deutlich ab.

Im straßennahen Grünland wurden 13 Laufkäfer-Arten (ohne subrezent Arten) auf den unterschiedlich gepflegten Grünlandflächen erfaßt. Das straßenferne Grünland wies eine deutliche Artenzunahme von der nicht gepflegten Fläche über die einschürige bis hin zu der zweischürigen Fläche auf. Die höchste Artenzahl und Aktivitäts- Individuendichte wurde auf der zweischürigen Grünlandfläche im nahen Bereich festgestellt. Im straßennahen Bereich ist die Aktivitäts-Individuendichte auf der zweischürigen Fläche am höchsten. Die zweischürige Fläche zeichnet sich durch ein höheres Aktivitätsniveau bei *Bembidion unicolor* im straßennahen Bereich und bei *Pterostichus strenuus* im straßenfernen Grünland aus. Die Frühsommermahd am 16.6.1984 fiel mit einer Reduktion der Aktivitäts-Individuendichte der frühjahrsaktiven Laufkäfer-Arten (*Bembidion unicolor*, *Pterostichus strenuus*, *Clivina fossor*) zusammen.

Eine Aggregation zeigt der frühjahrsaktive *Carabus nemoralis* in der einschürigen Grünlandfläche (Herbstmahd). Hier tritt er in hohen Aktivitätsabundanzen auf (68 % aller gefangenen Individuen) und wandert in die angrenzenden Untersuchungsflächen (zweischürig; nicht gemäht) ein.

Es gibt Arten, die den straßennahen Bereich bevorzugen wie *Poecilus versicolor*, *Pterostichus melanarius*, *Calathus melanocephalus* und *Badister bipustulatus*. Die ersten drei Arten sind eurytop mit Präferenz für trockene Wiesen und Kulturland. *Badister bipustulatus* ist euryhygr, bevorzugt aber Frischwiesen und Wälder (FREUDE et al. 1976; TIETZE 1968, 1973). Andere Arten zeigen höhere Aktivitätsabundanzen im straßenfernen Bereich, wie

Tab. 1: Gesamtaktivitäts-Individuendichte (N) und flächenbezogene Aktivitäts-Individuendichte (A, B) der Carabidae für den Untersuchungszeitraum vom 7. 4. 1984 bis 6. 4. 1985. Auf jeder Teilfläche kamen 104 Bodenfallenproben zur Auswertung.

	N	Aktivitäts-Individuendichte in Individuen/ 4 12 Monate und 4 Bodenfallen					
		A 0	A 1	A 2	B 0	B 1	B 2
Größenklasse 1 (bis 3 mm)							
<i>Bembidion unicolor</i>	783	28	43	122	256	204	130
<i>Dyschirius globosus</i>	2	1	–	–	–	–	–
Größenklasse 2 (3,1–6 mm)							
<i>Acupalpus meridianus</i>	2	–	–	1	–	–	1
<i>Asaphidion flavipes</i>	1	–	–	–	–	–	–
<i>Badister bipustulatus</i>	151	29	25	44	14	17	22
<i>Bembidion guttula</i>	1	–	–	–	1	–	–
<i>Bradycellus verbasci</i>	8	4	1	1	1	–	1
<i>Clivina fossor</i>	176	3	1	6	50	57	59
<i>Nothiophilus palustris</i>	10	1	2	3	–	1	3
<i>Platynus obscurus</i>	1	–	–	–	–	–	1
<i>Trechoblemus micros</i>	4	–	1	–	–	3	1
<i>Trechus quadristriatus</i>	558	60	97	100	110	122	69
Größenklasse 3 (6,1–10,5 mm)							
<i>Agonum moestum</i>	14	–	5	5	1	–	3
<i>Agonum mülleri</i>	1	–	–	–	1	–	–
<i>Amara plebeja</i>	2	–	2	–	–	–	–
<i>Calathus melanocephalus</i>	79	36	29	9	–	–	5
<i>Harpalus latus</i>	73	11	14	17	–	7	24
<i>Harpalus rufibarbis</i>	8	–	–	–	–	1	7
<i>Leistus rufescens</i>	50	6	2	8	1	11	22
<i>Stomis pumicatus</i>	22	2	3	8	3	2	4
<i>Panagaeus crux-major</i>	1	–	–	–	1	–	–
<i>Platynus dorsalis</i>	10	–	2	–	–	3	5
<i>Poecilus versicolor</i>	118	32	31	32	–	1	22
<i>Pterostichus nigrata</i>	10	–	1	3	–	–	6
<i>Pterostichus strenuus</i>	392	16	20	57	97	80	122
Größenklasse 4 (10,6–19 mm)							
<i>Amara communis</i>	44	5	4	11	–	3	21
<i>Amara convexiuscula</i>	11	1	3	3	1	–	3
<i>Calathus fuscipes</i>	4	–	1	–	–	–	3
<i>Cychrus caraboides</i>	17	1	3	5	–	5	3
<i>Pterostichus melanarius</i>	105	14	33	29	2	5	22
<i>Pterostichus niger</i>	162	22	42	25	23	22	28
Größenklasse 5 (19,1–30 mm)							
<i>Carabus granulatus</i>	5	–	1	2	–	1	1
<i>Carabus nemoralis</i>	62	2	24	7	4	18	7
Gesamtindividuenzahl	2887	274	390	498	566	563	596
Gesamtartenzahl	33	19	25	22	16	19	28

Tab. 2: Aktivitäts-Dominanz (D) und flächenbezogene Aktivitäts-Dominanz (A, B) der Carabidae für den Untersuchungszeitraum vom 7. 4. 1984 bis 6. 4. 1985. Auf jeder Teilfläche kam 104 Bodenfallenproben zur Auswertung. Die Dominanzwerte sind auf ganze Prozent gerundet (· = 0 ; 0 = kleiner als 0,5 Prozent).

	D	A 0	A 1	A 2	B 0	B 1	B 2	
Dominant	<i>Bembidion unicolor</i>	27	10	11	24	45	36	22
	<i>Trechus quadristriatus</i>	19	22	25	20	19	22	12
	<i>Pterostichus strenuus</i>	14	6	5	11	17	14	20
Subdominant	<i>Clivina fossor</i>	6	1	0	1	9	10	10
	<i>Pterostichus niger</i>	6	8	11	5	4	4	5
	<i>Badister bipustulatus</i>	5	11	6	9	2	3	4
Rezendent	<i>Poecilus versicolor</i>	4	12	8	6	·	0	4
	<i>Pterostichus melanarius</i>	4	5	8	6	0	1	4
	<i>Calathus melanocephalus</i>	3	13	7	2	·	·	1
	<i>Harpalus latus</i>	3	4	4	3	·	1	4
	<i>Carabus nemoralis</i>	2	1	6	1	1	3	1
	<i>Leistus rufescens</i>	2	2	1	2	0	2	4
	<i>Amara communis</i>	2	2	1	2	·	1	4
Subrezendent	<i>Stomis pumicatus</i>	1	1	1	2	1	0	1
	<i>Cychrus caraboides</i>	1	0	1	1	·	1	1
	<i>Agonum moestum</i>	0	·	1	1	0	·	1
	<i>Amara convexiuscula</i>	0	0	1	1	0	·	1
	<i>Nothiophilus palustris</i>	0	0	1	1	·	0	1
	<i>Pterostichus nigrita</i>	0	·	0	1	·	·	1
	<i>Platynus dorsalis</i>	0	·	1	·	·	1	1
	<i>Harpalus rufibaris</i>	0	·	·	·	·	0	1
	<i>Bradycellus verbasci</i>	0	1	0	0	0	·	0
	<i>Carabus granulatus</i>	0	·	0	0	·	0	0
	<i>Trechoblemus micros</i>	0	·	0	·	·	1	·
	<i>Calathus fuscipes</i>	0	·	0	·	·	·	1
	<i>Amara plebeja</i>	0	·	1	·	·	·	·
	<i>Acupalpus meridianus</i>	0	·	·	0	·	·	0
	<i>Dyschirius globosus</i>	0	0	·	·	·	·	0
	<i>Agonum mülleri</i>	0	·	·	·	0	·	·
	<i>Platynus obscurus</i>	0	·	·	·	·	·	0
	<i>Asaphidion flavipes</i>	0	·	·	·	·	·	0
	<i>Panagaeus crux-major</i>	0	·	·	·	0	·	·
	<i>Bembidion guttula</i>	0	·	·	·	0	·	·

Leistus rufescens, *Pterostichus strenuus*, *Bembidion unicolor* und *Clivina fossor*. Diese Arten sind für Wälder und Feuchtwiesen angegeben (BONESS 1958; FREUDE et al. 1976; HEYDEMANN 1962; TISCHLER 1958). *Clivina fossor* ist auch auf feuchten, lehmigen Äckern zu finden (BONESS 1958; HEMPEL et al. 1971; HEYDEMANN 1962; GEILER 1956/57; TIETZE 1973). Bei den übrigen Arten sind keine Präferenda feststellbar.

In Abb. 2 ist eine Average-Cluster-Analyse der dominanten Laufkäfer aller erfaßten Grünlandflächen dargestellt. Auffällig ist die recht hohe Ähnlichkeit der zweischürigen Flächen des straßennahen (A) und des straßenfernen Grünlandes (B).

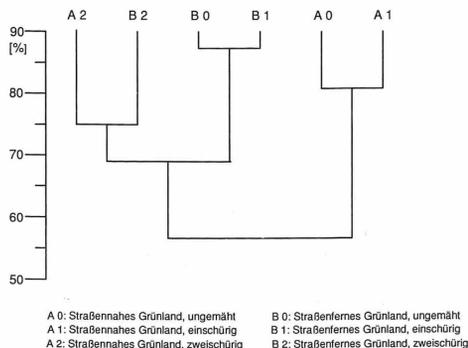


Abb. 2: Average-Cluster-Analyse der Dominanzidentitäten (RENKONEN – Index). (A = straßennahes Grünland; B = straßenfernes Grünland – die jeweilige Zahl nimmt Bezug auf die Mahdintensität).

Artenzahl und Individuenverteilung im Straßenrandbereich erreichen auf den unterschiedlich gepflegten Flächen hohe Werte, die keinerlei Zusammenhang zur Mahdintensität zeigen. Im straßenfernen Grünland dagegen differieren Artenzahl und Individuenverteilung stark. Die Evenness läßt dieselben Tendenzen erkennen wie die Diversität (Tab. 3).

Tab. 3: Diversität (HS) und Evenness (H/Hmax) der Carabidae unterschiedlich gepflegter Grünlandflächen (A = straßennahes Grünland; B = straßenfernes Grünland)

	H(S)	H(S)/Hmax
A0	2,32	0,79
A1	2,46	0,76
A2	2,36	0,76
B0	1,50	0,55
B1	1,91	0,65
B2	2,57	0,77

Ökologische Bindung

Die Charakterisierung der Carabidae hinsichtlich ihrer ökologischen Existenz richtet sich nach den Angaben verschiedener Autoren (GEILER 1956/57; HEYDEMANN 1953, 1955b, 1962, 1964b; KIRCHNER 1960; LINDROTH 1945; LOHSE 1954; MADER 1979 und THIELE 1977).

Auf den untersuchten Grünlandflächen treten keine hygrobionten Laufkäfer-Arten auf. Vier Arten sind hygrophil, fünf Arten haben keine eindeutige Feuchtebindung, drei weitere Arten lassen sich beiden Gruppen zuordnen. Mit abnehmendem Feuchtigkeitsanspruch überwiegen die eurytopen Arten.

Das Verhältnis helligkeits- zu dunkelpräferenten Arten im Grünland der Autobahnnebenflächen ist nahezu ausgeglichen. Sieben von dreizehn Arten sind dunkelpräferent; sie bevorzugen den straßenfernen Bereich, während die helligkeitspräferenten Arten eine größere Tendenz zur Straßennähe zeigen.

60 % der Laufkäfer-Arten der untersuchten Grünlandflächen sind Frühlingsarten. Die Frühlingsarten sind besonders im straßenfernen Bereich zu finden, die Herbstarten im straßennahen Grünland.

Araneida

Im Untersuchungszeitraum wurden 2048 adulte Micryphantidae, die 20 Arten angehören und 4304 adulte Linyphiidae aus 9 Arten durch Bodenfallen erfaßt. Zwei weitere Micryphantidae-Arten (*Walckenaeria obtusa*; *Hylyphantes graminicola*) und eine Linyphiidae-Art (*Linyphia triangularis*) wurden ausschließlich durch Kescher- und Photoelektrofang gefangen. 501 juvenile Linyphiidae/Micryphantidae wurden in Bodenfallen ermittelt, die in die Auswertung nicht mit einbezogen wurden. Die Gesamtaktivitäts-Individuendichte, die Aktivitätsdominanz und die Aktivitäts-Individuendichte der Linyphiidae/Micryphantidae auf der Untersuchungsfläche sind der Tab. 4 zu entnehmen.

Tab. 4: Gesamtaktivitäts-Individuendichte (N), Aktivitäts-Dominanz (D) und Aktivitäts-Individuendichte der Teilflächen (A, B) der Micryphantidae und Linyphiidae für den Untersuchungszeitraum vom 7. 4. 1984–6. 4. 1985. Auf jeder Teilfläche kamen 104 Bodenfallenproben zur Auswertung.

	N	D %	Aktivitäts-Individuendichte in Individuen/ 12 Monate und 4 Bodenfallen					
			A 0	A 1	A 2	B 0	B 1	B 2
Micryphantidae								
<i>Micrargus subaequalis</i>	528	8,3	117	220	113	10	12	56
<i>Tiso vagans</i>	417	6,6	185	132	28	42	15	15
<i>Erigonella hiemalis</i>	235	3,7	41	23	28	92	23	28
<i>Pocadicnemis pumila</i>	202	3,2	21	37	67	16	20	41
<i>Walckenaeria dysderoides</i>	187	2,9	4	14	36	18	60	55
<i>Walckenaeria acuminata</i>	142	2,2	32	29	18	18	27	18
<i>Gongyliidiellum vivum</i>	72	1,1	5	4	12	27	6	18
<i>Dicymbium nigrum</i>	63	1,0	3	6	5	12	21	16
<i>Erigone dentipalpis</i>	31	0,5	9	10	3	2	2	5
<i>Dismodicus bifrons</i>	26	0,4	2	2	3	5	12	2
<i>Walckenaeria antica</i>	23	0,4	2	9	6	3	–	3
<i>Peponocranium ludicrum</i>	21	0,3	–	5	5	1	6	4
<i>Trachynella nudipalpis</i>	20	0,3	1	1	2	10	3	3
<i>Walckenaeria unicornis</i>	18	0,3	–	–	6	2	7	3
<i>Diplocephalus cristatus</i>	16	0,3	1	1	2	2	1	9
<i>Gonatum rubens</i>	15	0,2	1	–	–	2	7	5
<i>Oedothorax fuscus</i>	13	0,2	5	2	2	–	3	1
<i>Tapinocyba praecox</i>	11	0,2	5	5	1	–	–	–
<i>Ceratinella brevis</i>	7	0,1	1	2	–	2	1	1
<i>Oedothorax apicatus</i>	1	0,0	1	–	–	–	–	–
Linyphiidae								
<i>Bathypantes gracilis</i>	2484	39,1	506	523	631	332	239	253
<i>Diplostyla concolor</i>	648	10,2	132	180	172	19	64	81
<i>Centromerus sylvaticus</i>	480	7,6	14	55	117	84	93	117
<i>Centromerita bicolor</i>	424	6,7	94	47	63	26	8	186
<i>Lepthyphantes pallidus</i>	150	2,4	28	8	34	19	31	30
<i>Lepthyphantes tenuis</i>	99	1,6	16	21	30	11	9	12
<i>Saaristoia abnormis</i>	8	0,1	2	–	2	1	1	2
<i>Stemonyphantes lineatus</i>	7	0,1	2	1	1	3	–	–
<i>Neriemontana montana</i>	4	0,1	–	–	–	2	–	2
Gesamtindividuenzahl	6352		1230	1337	1387	761	671	966
Gesamtartenzahl	29		26	24	25	26	24	26
Micryph./Linyph. (juvenil)	501		74	86	83	92	75	91

Mit einem Anteil von 40 % an der Micryphantidae-/Linyphiidae- Population ist *Bathypantes gracilis* die häufigste Zwergspinne. Diese Spinne zeigt keinen Einfluß der Mahd auf ihre Laufaktivität (Abb. 3). Sie lebt im Grünland in Bodennähe zwischen niedrigen Gräsern und Bodenausklüngen, in denen sie ihre Netze baut (KNÜLLE 1953). Auch das seltene Auftreten von *Bathypantes gracilis* in Kescherfängen ist Ausdruck dieser Habitatbindung. Die Mikrostrukturen werden durch die Mahd kaum zerstört (der gleitkufenbedingte Abstand des Mähbalkens von der stark strukturierten Oberfläche beträgt mindestens fünf Zentimeter). Im Grünland der Autobahnnebenflächen ist die Aktivitätsabundanz im trockeneren, straßennahen Bereich deutlich größer als im feuchteren, straßenfernen Gelände. *Bathypantes gracilis* scheint in Norddeutschland trockenere Lebensräume zu bevorzugen als in Süddeutschland.

Diplostyla concolor nimmt im Grünland die zweite Dominanzposition in der Laufaktivität ein (Tab. 4). Sie gehört zu den häufigsten Linyphiidae feuchter Wälder (TRETZEL 1952, WIEHLE 1956). Obwohl *Diplostyla concolor* stenotop auf Bruchwälder konzentriert ist und die ökologischen Ansprüche nach TRETZEL (1952) mit ombrophil-hydrobiont charakterisiert werden, erreicht sie im trockeneren straßennahen Grünland die höchsten Aktivitätswerte. Möglicherweise hat *Diplostyla concolor*, ebenso wie *Bathypantes gracilis* in Norddeutschland geringere Ansprüche an die Habitatfeuchtigkeit. Das Aktivitätsmaximum liegt im Juni und Juli. Die Sommermahd zeigt keinen Einfluß. Die Herbstmahd fällt mit einem generellen Populations-Aktivitätszusammenbruch im September zusammen; im straßenfernen Grünland erhöhten sich die Aktivitätsabundanzen wieder geringfügig (Abb. 4).

Ökologische Bindung

Die Angaben zur ökologischen Existenz der Micryphantidae/Linyphiidae richten sich nach folgenden Autoren: BRAUN et al. 1969, CASEMIR 1962, DUFFEY 1956, HEMPEL et al. 1971, HEYDEMANN 1960a, 1964a, KNÜLLE 1951, 1953, LOCKET et al. 1953, SCHAEFER 1972, 1973a, 1976, THALER et al. 1977, TISCHLER 1958 und TRETZEL 1952.

Hinsichtlich der Feuchtigkeit läßt sich folgende Einteilung der Micryphantidae/Linyphiidae auf die verschiedenen Grünlandbereiche nachweisen.

Arten im straßennahen Grünland:

Diplostyla concolor
Erigone dentipalpis
Micrargus subaequalis
Pocadicnemis pumila
Walckenaeria antica
Bathypantes gracilis
Lepthyphantes tenuis
Oedothorax fuscus
Tapinocyba praecox
Tiso vagans

Arten im straßenfernen Grünland:

Centromerus sylvaticus
Diplocephalus cristatus
Dismodicus bifrons
Gonatium rubens

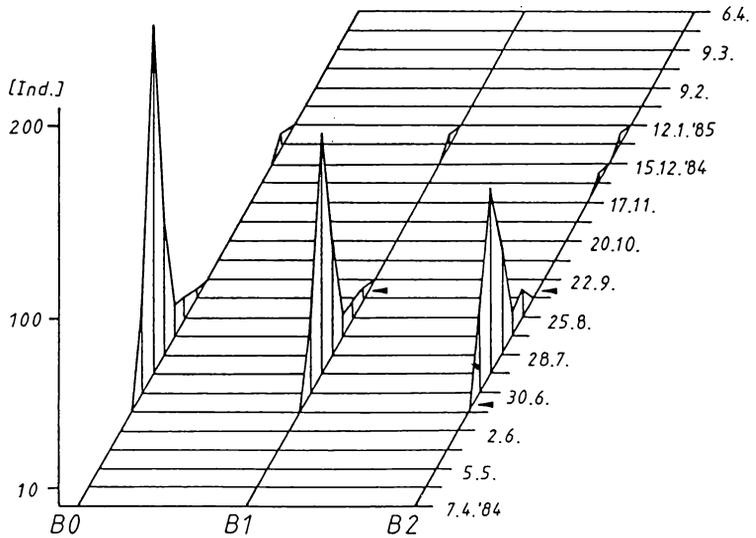
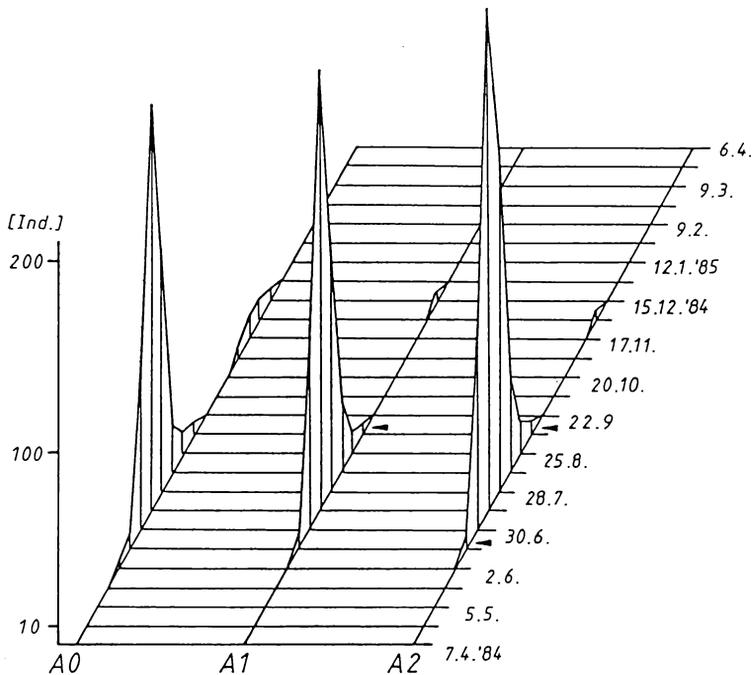


Abb. 3: Aktivitätsabundanz und Phänologie von *Bathypantes gracilis* bei unterschiedlicher Pflegeintensität. Individuenzahl je 4 Fallen und 14 Tage. Die Mahdtermine sind durch einen Pfeil gekennzeichnet (A = straßennahes Grünland; B = straßenfernes Grünland).

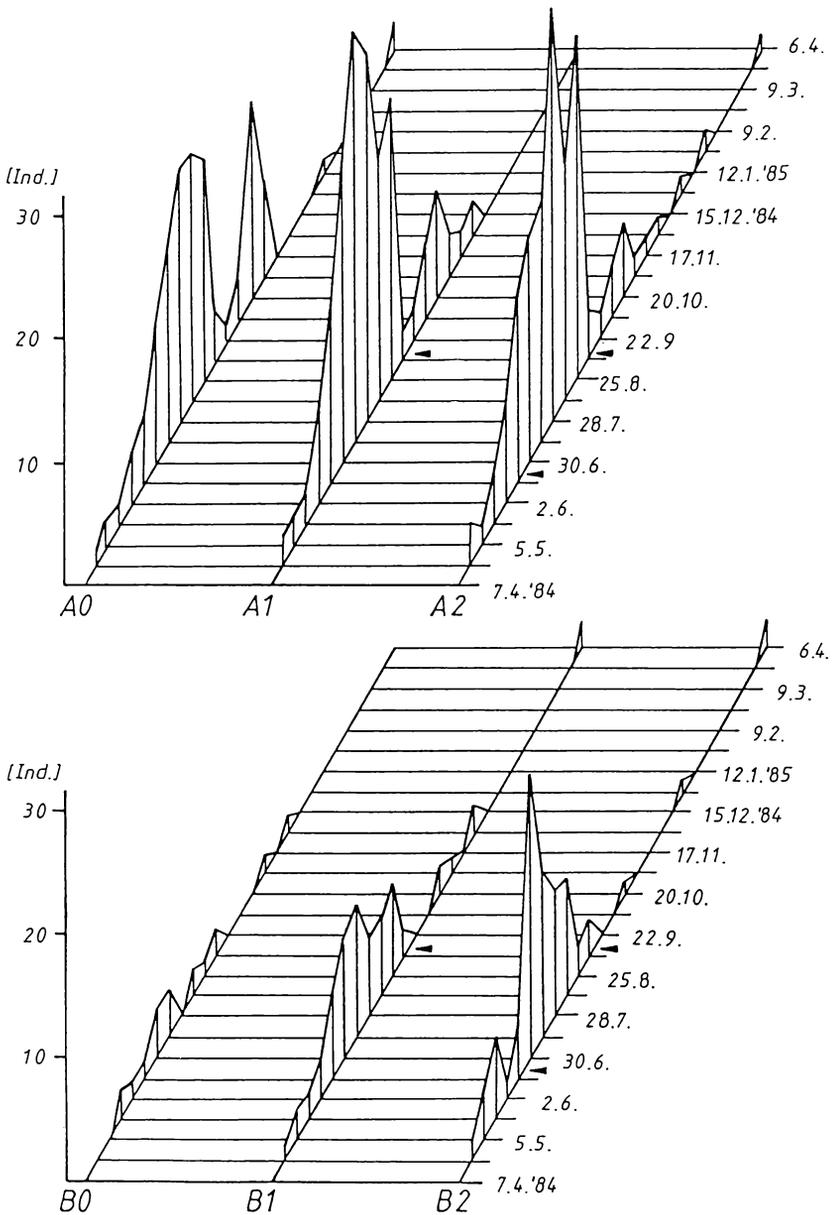


Abb. 4: Aktivitätsabundanz und Phänologie von *Diplostyla concolor* bei unterschiedlicher Pflegeintensität. Individuenzahl je 4 Fallen und 14 Tage. Die Mahdtermine sind durch einen Pfeil gekennzeichnet (A = straßennahes Grünland; B = straßenfernes Grünland).

Walckenaeria dysderoides
Walckenaeria unicornis
Dicymbium nigrum
Erigonella hiemalis
Gongylidiellum vivum
Walckenaeria nudipalpis

Die übrigen Arten lassen keine eindeutige Präferenz erkennen. Die überwiegende Anzahl der Micryphantidae-/Linyphiidae-Arten, die bevorzugt im straßenfernen Grünland auftreten, hat eine ausgeprägte Bindung an die Feuchtigkeit (80 % sind entweder hygrophil oder hygrobiont). Der Anteil feuchtigkeitsliebender Arten sinkt im Straßenrandbereich auf 40 %.

Lycosidae

Nach den Linyphiidae/Micryphantidae sind die Lycosidae die Araneida-Familie mit den höchsten Aktivitätsabundanz des Epigaios. Insgesamt wurden durch Bodenfallen 1846 adulte Individuen aus 6 Arten erfaßt. Lycosidae zeigen eine sehr hohe Laufaktivität und sind daher im Verhältnis zur Besiedlungsdichte in den Bodenfallen überrepräsentiert. Folglich lassen sich die Dominanzverhältnisse nicht mit denen anderer Araneida-Familien vergleichen (HEYDEMANN 1961).

Die Gesamtaktivitäts-Individuendichte, die Aktivitätsdominanz und die Aktivitäts-Individuendichte der Lycosidae sind der Tab. 5 zu entnehmen.

Pardosa prativaga ist mit 57 % an der Gesamtlaufaktivität der Lycosidae vertreten. *Pardosa pullata* zeigt eine Dominanz von 38 %. In ihren ökologischen Ansprüchen stimmen beide Arten überein. Beide Arten sind frühlommeraktiv (Mai, Juni) und zeigen deutlich höhere Aktivitätsabundanz im straßennahen Bereich (Abb. 5 und 6).

Tab. 5: Gesamtaktivitäts-Individuendichte (N), Aktivitäts-Dominanz (D) und flächenbezogene Aktivitäts-Individuendichte (A, B) der Lycosidae für den Untersuchungszeitraum vom 7. 4. 1984 bis 6. 4. 1985. Auf jeder Teilfläche kamen 104 Bodenfallenproben zur Auswertung.

	N	D %	Aktivitäts-Individuendichte in Individuen/ 12 Monate und 4 Bodenfallen					
			A 0	A 1	A 2	B 0	B 1	B 2
<i>Pardosa amentata</i>	3	0,2	–	–	2	–	1	–
<i>Pardosa prativaga</i>	1046	56,7	218	226	349	38	51	164
<i>Pardosa pullata</i>	710	38,5	233	230	122	28	23	74
<i>Pardosa tarsalis</i>	30	1,6	14	11	3	–	–	2
<i>Alopecosa cuneata</i>	37	2,0	19	8	9	1	–	–
<i>Trochosa ruricola</i>	20	1,1	7	2	4	–	2	5
Gesamtindividuenzahl	1846		491	477	489	67	77	245
Gesamtartenzahl	6		5	5	6	3	4	4
Juvenile Lycosidae	671		123	125	199	64	35	125

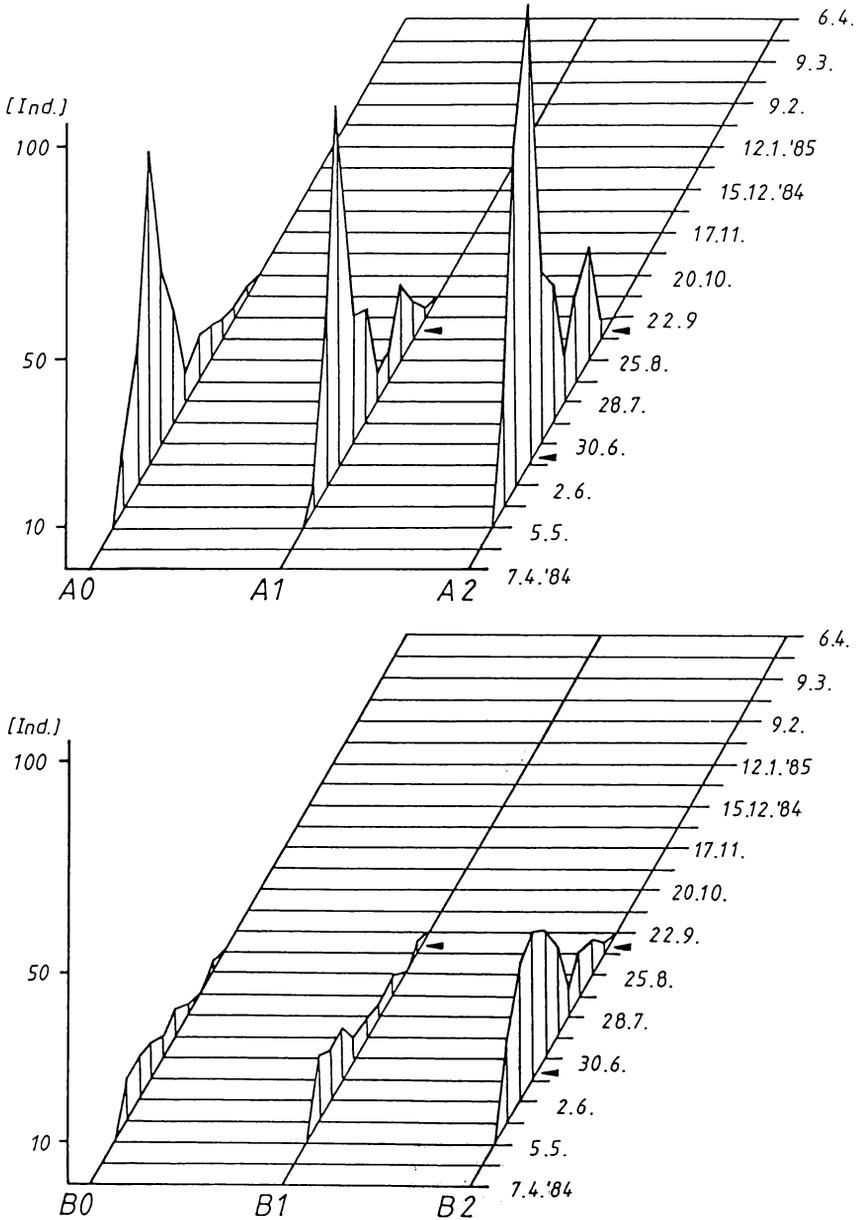


Abb. 5: Aktivitätsabundanz und Phänologie von *Pardosa prativaga* bei unterschiedlicher Pflegeintensität. Individuenzahl je 4 Fallen und 14 Tage. Die Mahdtermine sind durch einen Pfeil gekennzeichnet (A = straßennahes Grünland; B = straßenfernes Grünland).

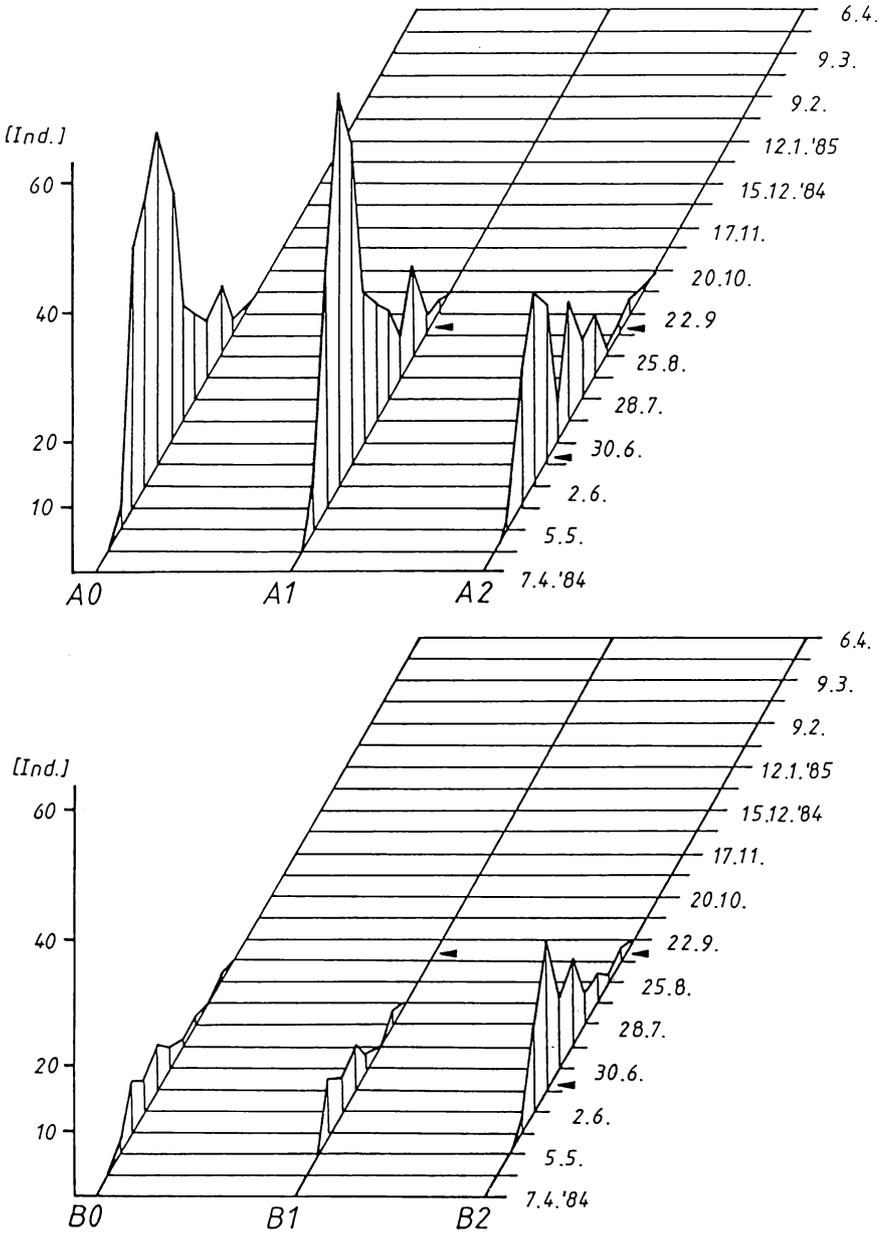


Abb. 6: Aktivitätsabundanz und Phänologie von *Pardosa pullata* bei unterschiedlicher Pflegeintensität. Individuenzahl je 4 Fallen und 14 Tage. Die Mahdtermine sind durch einen Pfeil gekennzeichnet (A = straßennahes Grünland; B = straßenfernes Grünland).

Ökologische Bindung

Alle Lycosidae-Arten des Untersuchungsgebietes zeigen geringe Ansprüche an die Feuchtigkeit. Von allen Arten wird deutlich das straßennahe Grünland vorgezogen. Alle erfaßten Lycosidae sind heliophil bzw. heliobiont.

Cicadina

Im Untersuchungszeitraum wurden 1284 Individuen aus 6 Familien und Unterfamilien und 25 Arten durch Bodenfallen, Photoelektoren und Kescherfänge ermittelt. Die erfaßten Arten und die Individuenzahlen sind der Tab. 6 zu entnehmen.

Errastunus ocellaris erreicht mit etwa 17 % den höchsten Dominanzwert unter den Cicadina. 221 Individuen dieser Art wurden im Untersuchungszeitraum erfaßt (83,7 % durch Kescherfang; 13,1 % durch Photoelektoren; 3,2 % durch Bodenfallen). Während ANDRZJEWSKA (1965) für *Errastunus ocellaris* die bodennahe untere Krautschicht als Lebensraum angibt, wurde der größte Prozentsatz in höheren Strata des Grünlandes der Autobahnnebenflächen durch Kescher erfaßt. REMANE (1958) stellte für diese Art die Bevorzu-

Tab. 6: Gesamtindividuenichte (N) und Dominanz (D) der Cicadina für den Untersuchungszeitraum vom 7. 4. 1984 bis 6. 4. 1985, ermittelt mit Bodenfallen (BF), Photoelektoren (PE) und Kescherfängen (KF). (A = straßennahe, trockenes Grünland; B = straßenfernes feuchtes Grünland.)

	N	D %	A 0			A 1			A 2			B 0			B 1			B 2		
			BF	PE	KF	BF	PE	KF	BF	PE	KF	BF	PE	KF	BF	PE	KF	BF	PE	KF
<i>Errastunus ocellaris</i>	221	17,2	1	3	15	1	3	7	-	4	10	3	16	83	-	3	49	2	-	21
<i>Anoscopus serratulae</i>	181	14,1	28	1	-	56	5	-	63	8	-	4	-	-	1	-	-	15	-	-
<i>Philaenus spumarius</i>	157	12,2	-	13	20	2	16	37	-	5	20	3	1	7	-	2	19	-	1	11
<i>Anoscopus flavostriatus</i>	99	7,7	-	1	-	3	1	-	29	6	-	20	-	-	22	-	-	15	2	-
<i>Doratula stylata</i>	94	7,3	8	29	1	5	16	-	7	25	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-
<i>Arthaldeus pascuellus</i>	87	6,8	1	7	9	-	3	3	1	27	3	1	2	23	-	-	4	2	-	1
<i>Athysanus argentarius</i>	82	6,4	-	21	2	3	16	3	2	5	2	3	1	10	3	1	5	1	-	4
<i>Aphrodes makarovi</i>	73	5,7	2	6	5	6	5	8	6	11	2	-	1	1	-	2	3	6	4	5
<i>Euscelidius schenkii</i>	68	5,3	2	-	-	-	1	1	4	1	-	7	3	2	8	2	2	35	-	-
<i>Cicadula quadrinotata</i>	58	4,5	-	-	-	-	-	2	-	-	1	-	2	29	-	-	3	-	-	21
<i>Rhopalopyx preysleri</i>	35	2,7	4	13	3	-	6	2	1	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Stiroma bicarinata</i>	26	2,0	-	-	-	-	-	-	-	2	4	-	-	7	-	-	6	1	-	6
<i>Megophthalmus scanius</i>	21	1,6	-	4	1	1	6	-	1	2	-	-	-	-	-	-	1	-	4	1
<i>Dicranotropis hamata</i>	17	1,3	-	-	-	1	-	-	3	-	4	1	-	1	1	-	2	3	-	1
<i>Javesella pellucida</i>	12	0,9	-	1	-	-	-	1	2	-	-	-	-	2	-	-	3	1	-	2
<i>Criomorphus albomarginatus</i>	10	0,8	-	-	-	-	1	1	2	2	-	-	-	-	-	-	-	4	-	-
<i>Empoasca solani</i>	9	0,7	-	-	1	-	-	2	-	1	-	-	-	3	-	1	-	-	-	1
<i>Cixius nervosus</i>	8	0,6	-	1	3	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-	-	1	-	-	1
<i>Eupteryx aurata</i>	8	0,6	-	1	1	-	-	2	-	-	1	-	-	1	-	1	-	-	-	1
<i>Rhytistylus proceps</i>	7	0,5	-	1	1	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-
<i>Stenocanus minutus</i>	6	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	5	-	-	-	-	-	-
<i>Conomelus anceps</i>	2	0,2	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Eupteryx atropunctata</i>	1	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Eupteryx vittata</i>	1	0,1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Evacanthus interruptus</i>	1	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
Gesamtindividuenzahl	1284		46	106	63	78	82	69	121	105	49	42	27	176	35	12	100	90	11	76
Gesamtartenzahl	25			17			18			20			17		18				19	

gung trockener und wärmerer Flächen heraus. Es liegt die Vermutung nahe, daß *Errastunus ocellaris* eventuell in feuchteren Jahren die höheren Strata besiedelt. 60 % aller Individuen dieser Art wurden im straßenfernen Grünland erfaßt. *Errastunus ocellaris* wurde von Juni bis November gefangen. Die höchsten Fangzahlen ergaben sich ab Ende August bis Ende Oktober. Als höchste Besiedlungsdichte wurden 5 Individuen pro Quadratmeter festgestellt (Abb. 7).

Die durchschnittliche ermittelte Besiedlungsdichte in der Zeit der höchsten Fangzahlen beträgt 0,5 Individuen pro Quadratmeter im straßennahen Grünland und 1,4 Individuen pro Quadratmeter im straßenfernen Bereich. Im straßenfernen Grünland hat die Herbstmahd einen deutlichen Einfluß auf die Abundanz. Die Fangzahlen reduzieren sich auf 20 % der Vergleichsfläche. Obwohl die Pflanzenhöhe durch die Mahd stark reduziert wurde, traten keine Individuen in den Bodenfallen auf.

Anoscopus serratulae aus der Familie der Cicadellidae erreicht einen Dominanzwert von 14 % unter den Zikaden. Alle 183 Individuen wurden ausschließlich durch Bodenfallen und Boden-Photoelektoren erfaßt. Eine positiv phototaktische Orientierung kann *Anoscopus serratulae* somit zugesprochen werden. Eine Besiedlung höherer Strata findet nicht statt. SCHAEFER (1973) fing *Anoscopus serratulae* auch überwiegend durch Bodenfallen. Diese eurytope, mesotrope und hygrophile Biotope besiedelnde Cicadina-Art (SCHIEMENZ 1969) bevorzugt das straßennahe Grünland. 90 % aller Individuen wurden hier gefangen. *Anoscopus serratulae* tritt von Mitte Juli bis Ende September auf. Das Aktivitätsmaximum liegt im August. Im August wurde auch die höchste Besiedlungsdichte von 5 gefangenen Individuen pro Quadratmeter festgestellt. Die durchschnittliche Besiedlungsdichte beträgt während des Aktivitätsmaximums dieser Art 1,2 Individuen pro Quadratmeter im straßennahen Grünland (Abb. 8).

Ökologische Bindung

Ein großer Teil der euryhygren Arten tendiert zu hygrophileren Bereichen. Lediglich *Rhopalopyx pryssleri* zieht xerophile Biotope vor. Diese Art wurde ausschließlich im trockeneren straßennahen Grünland gefangen. Die nach Literaturangaben hygrophilen *Anoscopus flavostriatus* und *Cicadula quadrinotata* wurden überwiegend oder fast ausschließlich im feuchteren, straßenfernen Grünland erfaßt.

Aus den Fangergebnissen sind lediglich Stratapräferenda für den Bodenhorizont und für höhere Grünlandstrata ableitbar. Für folgende Arten ließen sich bevorzugte Besiedlungshorizonte charakterisieren:

Besiedler des Bodenhorizontes

Anoscopus flavostriatus
Anoscopus serratulae
Doratura stylata
Euscelidius schenkii

Besiedler des Bodenhorizontes
 und der höheren Krautschicht

Aphrodes makarovi
Athysanus argentarius

Besiedler der höheren Krautschicht

Rhopalopyx pryssleri
Arthaldeus pascuellus
Cicadula quadrinotata
Errastunus ocellaris
Philaenus spumarius
Stiroma bicarinata

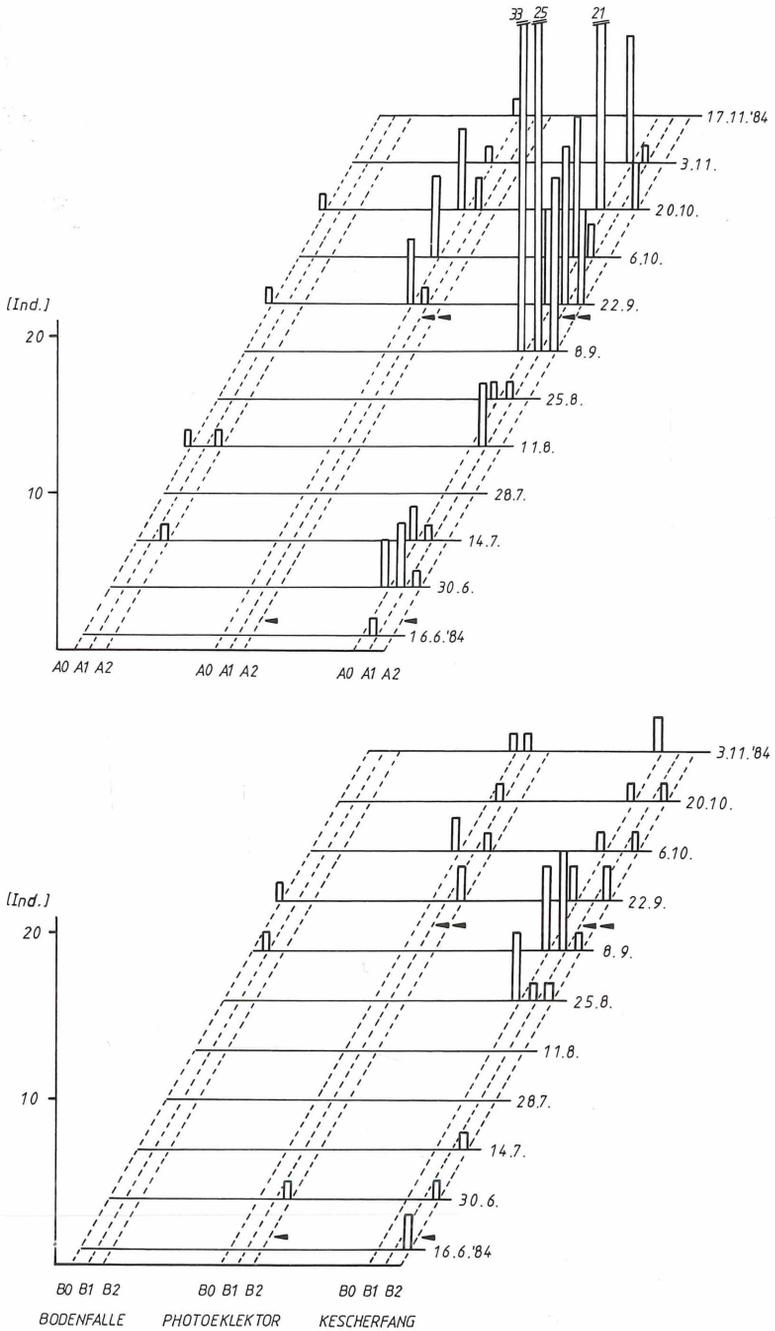


Abb. 7: Mit verschiedenen Methoden erfaßte Aktivitätsabundanz und Besiedlungsdichte von *Errastus ocellaris* (Cicadina) im Grünland bei unterschiedlicher Pflegeintensität. Die Mahdtermine sind durch einen Pfeil gekennzeichnet (A = straßennahes Grünland; B = straßenfernes Grünland).

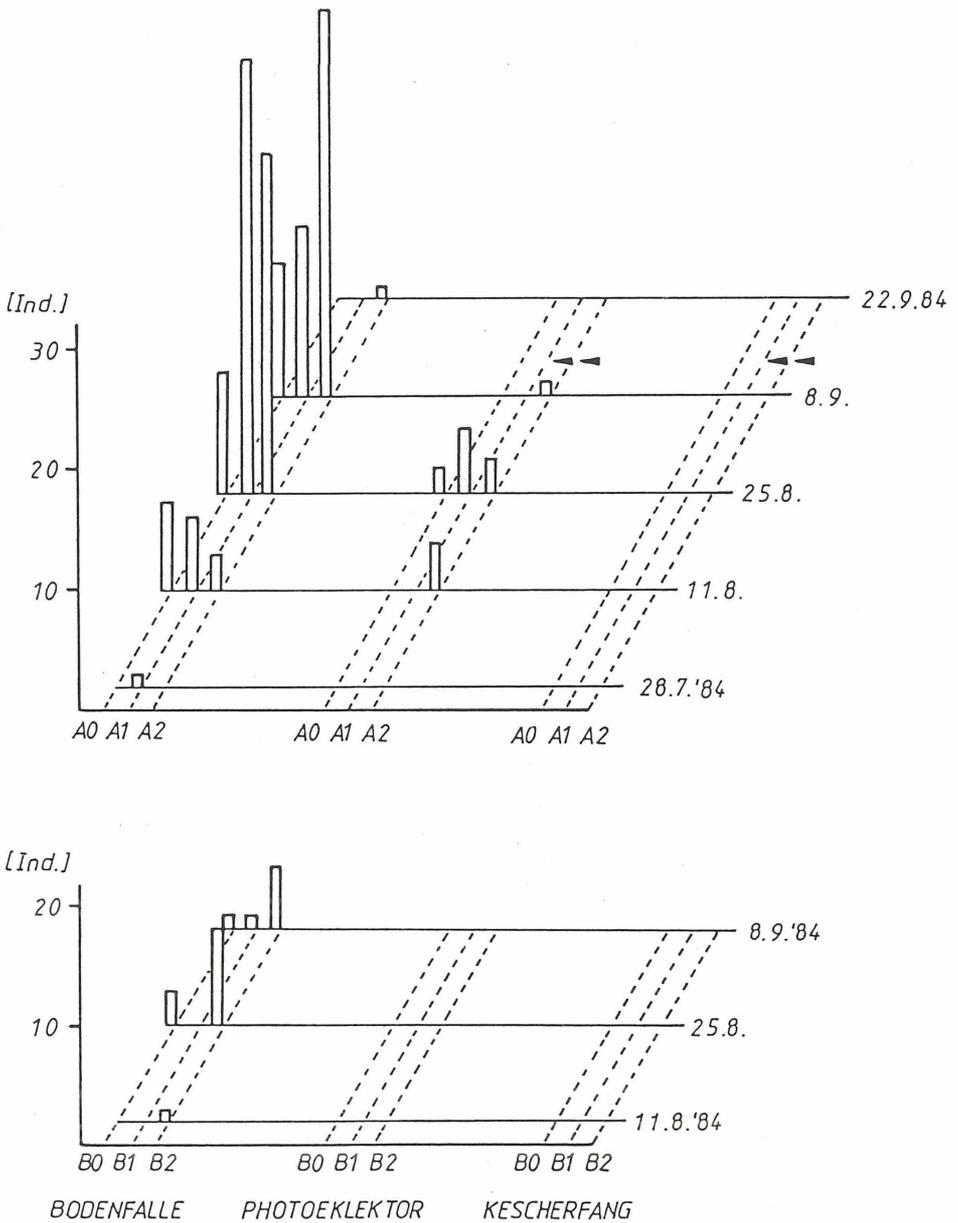


Abb. 8: Mit verschiedenen Methoden erfaßte Aktivitätsabundanz und Besiedlungsdichte von *Anoscopus serratulae* (Cicadina) im Grünland bei unterschiedlicher Pflegeintensität. Die Mahdtermine sind durch einen Pfeil gekennzeichnet (A = straßennahes Grünland; B = straßenfernes Grünland – der Zahlenwert nimmt Bezug auf die Pflegeintensität).

Cicadina-Arten, die sowohl den Bodenhorizont als auch die Krautschicht besiedeln, können Stratenwechsler sein. Viele Arten folgen auch dem sich zeitlich ändernden Mikroklimagradienten in der Vegetation (ANDRZEJEWSKA 1965) und werden dadurch in wechselnden Strata erfaßt. Die Mehrzahl der Cicadina-Arten ist oligo- oder polyphytophag (GEILER 1963). Im Grünland der Autobahnnebenflächen überwiegen die polyphytophagen Arten deutlich. Lediglich *Conomelus anceps* und *Cicadula quadrinotata* sind oligophytophag. *Conomelus anceps* lebt nach OSSIANNILSSON (1978) und STRÜBING (1956) an *Juncus* spp., während TRÜMBACH (1959) lediglich die Bevorzugung dieser Pflanzen hervorhebt. *Cicadula quadrinotata* lebt an *Carex* spp. (REMANE 1958). Nach EMMRICH (1966) werden von dieser Art auch Cyperaceae als Nahrungspflanzen angenommen. Die einzige monophage Cicadina-Art des Grünlandes der Autobahnnebenflächen ist *Stenocranus minutus*. Sie ernährt sich nach OSSIANNILSSON (1978) ausschließlich von *Dactylis glomerata* aus der Familie der Cyperaceae.

5. Diskussion

Grünlandflächen stellen im Hinblick auf das Ökoklima und die Struktur der Vegetation einen relativ homogenen Biotopkomplex dar.

Im autobahnbegleitenden Grünland waren die Carabidae jedoch schon vor dem Einsetzen der Mahd ungleichmäßig verteilt. Die Artenvielfalt nahm deutlich von der breitesten Stelle des Untersuchungsgebietes bis zur schmalsten Stelle zu. Auch die Diversität und die Evenness machen dies deutlich. Diese ungleiche Verteilung ändert sich auch nicht nach der Mahd. Eine Fülle unterschiedlicher biotischer und abiotischer Einflüsse erschweren die Erklärung dieses Phänomens, daß mit zunehmender Annäherung beider Seitenrandstreifen die Artenzahl im eingeschlossenen Grünland zunimmt. Eventuell handelt es sich hier um die Folgen der Annäherung zweier Randzonen, die sich durch eine höhere Artenzahl als das Bestandesinnere auszeichnen (ELTON 1966). MADER (1979, 1981) konnte diesen Zusammenhang für Randstreifen an Verkehrsstraßen in Wäldern zeigen.

Bembidion lampros und *Nebria brevicollis*, zwei euryöke Laufkäfer-Arten, wurden weder im Untersuchungsgebiet nicht gefunden. Die Ursache dieses Fehlens könnte möglicherweise darin bestehen, daß der in anderen Lebensräumen nicht sehr häufige *Bembidion unicolor* hier zu einer besonderen Abundanz gelangt. *Bembidion unicolor* gehört zur gleichen Größenklasse und besitzt das gleiche Nahrungsspektrum wie *Bembidion lampros*.

Anstelle von *Nebria brevicollis* könnte der zum Teil räuberisch lebende Aaskäfer *Silpha tristis* getreten sein. Von einer verwandten Art *Silpha obscura* ist bekannt, daß sie beispielsweise die Großlaufkäfer aus den Gattungen *Pterostichus* und *Carabus* auf Sandböden vertritt (HEYDEMANN 1953).

Unter den Araneida zeigen weder die Micryphantidae/Linyphiidae noch die Lycosidae eine deutliche Reaktion auf die Mahd. Die vornehmlich im Frühling und Frühsommer aktiven Lycosidae, die zum Zeitpunkt der Mahd ihre Reifephase haben, gehen aus populationsdynamischen Gründen zum Zeitpunkt der Sommermahd ohnehin in ihrer Populationsstärke zurück. Daher ist der Tiefpunkt ihrer Populations-Aktivitätsdichte nicht als eine Auswirkung der Mahd zu deuten. Micryphantidae und Linyphiidae sind in der Regel, sofern es sich um Arten handelt die im Straßenrandbereich vorkommen, an die bodennahen Zonen der Regeneration und auf die Bodenoberfläche eingestellt, so daß sie auch

nach der Mahd eine genügende Strukturvielfalt und eine hinreichende Raumfülle für ihre Ausbreitung finden.

Die Cicadina-Population zeigte mit Ausnahme von *Errastunus ocellaris* keine Reaktion auf die unterschiedlichen Pflegeintensitäten der Untersuchungsflächen. Der Grund hierfür ist ein regenreicher, sonnenscheinarmer Sommer, der eine sehr starke Regenerationskraft für die durch Mahd betroffenen Pflanzen bedeutet. Die in feuchten Jahren schnell neu aufkommenden Meristeme bewirken eine Kompensation der infolge der Mahd reduzierten Ernährungsgrundlage.

Die Breite des Grünlandes im Untersuchungsgebiet warf die Frage nach der Verteilung der Arthropoda im Grünland in Abhängigkeit von der Entfernung von der Autobahntrasse auf. Da in der Regel im straßennahen Bereich durch den hohen Anteil der aufgeschütteten Sandmassen eine größere Trockenheit an der Bodenoberfläche zu erwarten ist, ist fast immer mit entsprechenden Unterschieden der Fauna im straßennahen und straßenfernen Bereich zu rechnen. Diese Unterschiede sind aber noch keinesfalls direkt mit dem Einfluß der Verkehrsstraße in Zusammenhang zu bringen, sondern nur mit den bautechnischen Veränderungen im Seitenbereich.

Für viele Arthropoda konnten deutlich höhere Aktivitätsabundanzen entweder im trockeneren, straßennahen oder im feuchteren, straßenfernen Grünland nachgewiesen werden. Die für die Cicadina darüberhinaus hinzugezogenen Erfassungsmethoden erlauben einen Bezug zur Besiedlungsdichte. Nur wenige Arten, die mit hoher Individuenzahl erfaßt wurden, besiedeln ausschließlich oder fast ausschließlich einen Teilbereich. So treten *Calathus melanocephalus* (Carabidae), *Pardosa tarsalis* (Lycosidae), *Doratura stylata* und *Rhopalopyx preysleri* (Cicadina) fast nur im trockeneren, straßennahen Grünland auf. Das feuchtere, straßenferne Grünland besiedelt *Clivina fossor* (Carabidae), *Pisaura mirabilis* (Pisauridae) und *Cicadula quadrinotata* (Cicadina). Im straßennahen Bereich treten zahlreiche Arten mit geringerem Feuchtigkeitsanspruch auf, hierunter auch viele Arten, die in Norddeutschland regelmäßig in Heiden anzutreffen sind.

Die Bedeutung des straßenfernen Grünlands für die Artenzusammensetzung im straßennahen Grünland konnte durch vorliegende Untersuchungen nachgewiesen werden.

6. Zusammenfassung

Im Untersuchungszeitraum (7. 4. 1984–6. 4. 1985) wurde die Arthropoda-Fauna unterschiedlich gepflegter Autobahnrandstreifen mit unterschiedlichen Bodenfeuchtigkeitsverhältnissen der A 215 (Autobahn: Kiel–Neumünster/Hamburg) untersucht.

Als Erfassungsmethoden dienten Bodenfallen, Boden-Photoelektoren und Kescherfänge. Zur Auswertung auf Art-Niveau kamen 60 232 adulte Arthropoda aus 230 Arten. Neben den überwiegend oder ausschließlich carnivoren Carabidae (Coleoptera), Araneida, Opilionida und Chilopoda wurden die bevorzugt sich saprophag, detritophag oder nekrophag ernährenden Silphidae, Catopidae und Diplopoda bestimmt. Aus der Gruppe der phytophagen Arthropoda wurden die Cicadina und die Heteroptera bearbeitet. Eine ökologische Analyse der untersuchten Grünlandflächen erfolgte anhand der Carabidae, Araneida und Cicadina.

Im Untersuchungszeitraum konnten für die ausgewerteten Gruppen keine Auswirkungen der unterschiedlichen Pflegemaßnahmen nachgewiesen werden.

Fast ausschließlich im straßennahen Grünland konnten *Calathus melanocephalus* (Carabidae-Coleoptera), *Pardosa tarsalis* (Lycosidae-Araneida), *Dorata stylata* und *Rhopalopyx preysleri* (Cicadina-Homoptera) erfaßt werden. Das feuchtere, straßenferne Grünland besiedelten *Clivina fossor* (Carabidae-Coleoptera), *Pisaura mirabilis* (Pisauridae-Araneida) und *Cicadula quadrinotata* (Cicadina-Homoptera). Im relativ trockenen, straßen nahen Grünland kamen viele Arten vor, die für norddeutsche Heiden typisch sind.

Im feuchteren, straßenfernen Bereich wurden viele typische Waldarten festgestellt.

7. Summary

During the period April 1984 – April 1985 the arthropod fauna of roadside communities at the autobahn A 215 (Schleswig-Holstein) was investigated. The sites differ both in management and humidity. Arthropods were registered with pitfall traps, emergence traps and sweeping nets. 60232 adult arthropods out of 230 species were determined to the species-level.

The mostly carnivorous Carabidae (Coleoptera), Araneida, Opilionida and Chilopoda, the preferably saprophagous, detritophagous or necrophagous Silphidae, Catopidae and Diplopoda were estimated. Among the plant feeding arthropods the Cicadina and Heteroptera were examined. An ecological analysis of the examined grassland areas is given for the Carabidae, Araneida and Cicadina.

No effects of the different kinds of grassland management have been observed. *Calathus melanocephalus* (Carabidae-Coleoptera), *Pardosa tarsalis* (Lycosidae-Araneida), *Dorata stylata* und *Rhopalopyx preysleri* (Cicadina-Homoptera) were preferably found in the grassland area adjacent to the highway. *Clivina fossor* (Carabidae-Coleoptera), *Pisaura mirabilis* (Pisauridae-Araneida) and *Cicadula quadrinotata* (Cicadina-Homoptera) preferred the grassland area remote from the highway. Within the relatively dry grassland area adjacent to the highway many species were found which are typical for the North German heath. Forest species were mainly found in the more wet area that was remote from the autobahn.

8. Tabellarischer Anhang

8.1 Silphidae und Catopidae

Tab. 7: Gesamtaktivitäts-Individuendichte (N), Aktivitäts-Dominanz (D) und flächenbezogene Aktivitäts-Individuendichte (A, B) der Silphidae und Catopidae für den Untersuchungszeitraum vom 7. 4. 1984 bis 6. 4. 1985. Auf jeder Teilfläche kamen 104 Bodenfallenproben zur Auswertung.

	N	D %	Aktivitäts-Individuendichte in Individuen/ 12 Monate und 4 Bodenfallen					
			A 0	A 1	A 2	B 0	B 1	B 2
<i>Silpha tristis</i>	1458	49,0	241	269	509	112	130	197
<i>Phosphuga atrata</i>	38	1,3	2	9	15	3	1	8
<i>Catops fuliginosus</i>	1080	36,3	140	85	173	234	287	161
<i>Catops morio</i>	255	8,6	27	11	32	61	81	43
<i>Choleva oblonga</i>	142	4,8	14	17	24	15	44	28
<i>Ptomaphagus subvillosus</i>	2	0,1	–	–	1	–	–	1
Gesamtindividuenzahl	2975		424	391	754	425	543	438
Gesamtartenzahl	6		5	5	6	5	5	6

8.2 Weitere Araneida-Familien

Tab. 8: Gesamtaktivitäts-Individuendichte (N) und flächenbezogene Aktivitäts-Individuendichte (A, B) verschiedener Araneida-Familien für den Untersuchungszeitraum vom 7. 4. 1984 bis 6. 4. 1985. Auf jeder Teilfläche kamen 104 Bodenfallenproben zur Auswertung.

		N	Aktivitäts-Individuendichte in Individuen/ 12 Monate und 4 Bodenfallen					
			A 0	A 1	A 2	B 0	B 1	B 2
Agelenidae	<i>Cicurina cicur</i>	1	–	–	–	1	–	–
	<i>Tegenaria domestica</i>	2	1	–	–	1	–	–
Argiopidae	<i>Araneus quadratus</i>	1	1	–	–	–	–	–
Clubionidae	<i>Cheiracanthium erraticum</i>	1	–	–	–	–	1	–
	<i>Clubiona neglecta</i>	7	1	4	2	–	–	–
	<i>Clubiona reclusa</i>	6	–	–	2	1	2	1
	<i>Phrurolithus festivus</i>	68	33	18	12	1	1	3
Gnaphosidae	<i>Zora spinnimana</i>	4	–	–	1	2	–	1
	<i>Micaria pulicaria</i>	45	12	13	15	1	–	4
	<i>Zelotes pusillus</i>	3	–	3	–	–	–	–
Mimetidae	<i>Ero cambridgei</i>	13	–	3	4	–	3	3
Tetragnathidae	<i>Pachygnatha clercki</i>	10	3	–	1	4	1	1
	<i>Pachygnatha degeeri</i>	117	30	34	24	1	5	23
Theridiidae	<i>Robertus lividus</i>	20	1	2	–	8	4	5
	<i>Theridion bimaculatum</i>	12	1	2	3	1	–	5
	<i>Theridion ovatum</i>	1	–	–	–	1	–	–
Thomisidae	<i>Thanatus striatus</i>	1	–	1	–	–	–	–
	<i>Xysticus cristatus</i>	26	7	6	3	2	2	6
Gesamtindividuenzahl		338	90	86	67	24	19	52
Gesamtartenzahl		18	10	10	10	12	8	10

8.3 Opilionida

Tab. 9: Gesamtaktivitäts-Individuendichte (N), flächenbezogene Aktivitäts-Individuendichte (A, B) und Aktivitätsdominanz (D) der Opilionida für den Untersuchungszeitraum vom 7. 4. 1984 bis 6. 4. 1985. Zur Auswertung kamen 104 Bodenfallen.

	N	D %	Aktivitäts-Individuendichte in Individuen/ 12 Monate und 4 Bodenfallen					
			A 0	A 1	A 2	B 0	B 1	B 2
<i>Oligolophus tridens</i>	4 954	44,1	820	834	1141	386	674	1099
<i>Lophophilus palpinalis</i>	3 317	29,5	440	715	735	260	520	647
<i>Nemastoma lugubre</i>	1 730	15,4	136	197	239	261	515	382
<i>Lacinius horridus</i>	650	5,8	32	74	169	82	75	218
<i>Phalangium opilio</i>	78	0,7	11	8	37	1	5	16
<i>Opilio parietinus</i>	68	0,6	6	15	11	11	7	18
<i>Mitopus morio</i>	67	0,6	6	9	9	6	7	30
<i>Mitostoma chrysomelas</i>	11	0,1	–	2	5	–	–	4
<i>Trogulus tricarinatus</i>	3	0,0	1	1	–	–	–	1
Gesamtindividuenzahl	10 878		1452	1855	2346	1007	1803	2415
Gesamtartenzahl	9		8	9	8	7	7	9
Opil. pariet./Phalang. opil. (juv.)	365	3,6	92	51	29	57	68	65

8.4 Diplopoda

Tab. 10: Gesamtaktivitäts-Individuendichte (N), Aktivitäts-Dominanz (D) und flächenbezogene Aktivitäts-Individuendichte (A, B) der Diplopoda im Untersuchungszeitraum vom 7. 4. 1984 bis 6. 4. 1985. Zur Auswertung kamen 104 Bodenfallenproben.

	N	D %	Aktivitäts-Individuendichte in Individuen/ 12 Monate und 4 Bodenfallen					
			A 0	A 1	A 2	B 0	B 1	B 2
<i>Polydesmus inconstans</i>	1000	44,0	40	189	209	130	189	243
<i>Cylindroiulus nitidus</i>	571	25,1	120	52	102	113	112	72
<i>Cylindroiulus londinensis</i>	414	18,2	83	72	30	33	42	154
<i>Schizophyllum sabulosum</i>	269	11,8	49	39	73	28	42	38
<i>Microchordeuma voigtii</i>	15	0,7	–	2	2	–	3	8
<i>Unciger foetidus</i>	5	0,2	–	–	–	–	4	1
Gesamtindividuenzahl	2274		292	354	416	304	392	516
Gesamtartenzahl	6		4	5	5	4	6	6

8.5 Chilopoda

Tab. 11: Gesamtaktivitäts-Individuendichte (N), Aktivitäts-Dominanz (D) und flächenbezogene Aktivitäts-Individuendichte (A, B) der Chilopoda für den Untersuchungszeitraum vom 7. 4. 1984 bis 6. 4. 1985. Zur Auswertung kamen 104 Bodenfallenproben.

	N	D %	Aktivitäts-Individuendichte in Individuen/ 12 Monate und 4 Bodenfallen					
			A 0	A 1	A 2	B 0	B 1	B 2
<i>Lithobius forficatus</i>	160	36,4	17	51	39	9	19	25
<i>Lithobius microps</i>	140	31,8	18	27	54	11	5	25
<i>Lithobius calcaratus</i>	127	28,9	42	56	11	7	5	6
<i>Lamyctes fulvicornis</i>	8	1,8	2	6	–	–	–	–
<i>Strigamia acuminata</i>	5	1,1	–	2	–	–	3	–
Gesamtindividuenzahl	440		79	142	104	27	32	56
Gesamtartenzahl	5		4	5	3	3	4	3

8.6 Isopoda

Tab. 12: Gesamtaktivitäts-Individuendichte (N), Aktivitäts-Dominanz (D) und flächenbezogene Aktivitäts-Individuendichte (A, B) der Isopoda für den Untersuchungszeitraum vom 7. 4. 1984 bis 6. 4. 1985. Auf jeder Teilfläche kamen 104 Bodenfallenproben zur Auswertung.

	N	D %	Aktivitäts-Individuendichte in Individuen/ 12 Monate und 4 Bodenfallen					
			A 0	A 1	A 2	B 0	B 1	B 2
<i>Philoscia muscorum</i>	11 566	57,5	2259	1769	3664	1052	1017	1805
<i>Armadillidium vulgare</i>	5 243	26,1	952	611	2715	37	43	885
<i>Porcellio scaber</i>	3 292	16,4	802	1073	704	289	176	248
Gesamtindividuenzahl	20 101		4013	3453	7083	1378	1236	2938
Gesamtartenzahl	3		3	3	3	3	3	3

8.7 Heteroptera

Tab. 13: Gesamtindividuenzahl (N) und Dominanz (D) der Heteroptera im Untersuchungszeitraum vom 7. 4. 1984 bis 6. 4. 1985, ermittelt mit Bodenfallen (BF), Photoelektoren (PE) und Kescherfängen (KF). (A = straßennahes, trockenes Grünland; B = straßenfernes feuchtes Grünland.)

	N	D %	A 0			A 1			A 2			B 0			B 1			B 2		
			BF	PE	KF	BF	PE	KF	BF	PE	KF									
Nabidae																				
<i>Nabis pseudoferus</i>	126	20,5	2	30	17	5	9	11	1	12	4	-	6	19	-	1	4	-	-	5
<i>Nabis flavomarginatus</i>	20	3,2	-	8	1	-	-	2	-	1	1	-	1	2	-	1	2	-	-	1
<i>Nabis boops</i>	16	2,6	5	4	1	1	-	-	3	1	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
<i>Nabis limbatus</i>	8	1,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	4	-	-	2	
Miridae																				
<i>Leptopterna ferrugata</i>	157	25,5	-	5	38	-	2	10	-	-	14	-	7	39	-	3	22	-	1	16
<i>Campylomma verbasci</i>	21	3,4	-	3	3	-	1	2	-	-	3	-	-	-	-	-	4	-	-	5
<i>Capsus ater</i>	20	3,2	-	3	-	-	1	1	-	5	1	-	-	5	-	-	3	-	-	1
<i>Oncotylus punctipes</i>	6	1,0	-	-	1	-	2	-	-	-	-	-	-	2	-	-	1	-	-	-
<i>Oncotylus viridiflavus</i>	4	0,6	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1
<i>Orthocephalus brevis</i>	2	0,3	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Orthops campestris</i>	2	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-
<i>Lygus pubescens</i>	1	0,2	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Stenotus binotatus</i>	1	0,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
Lygaeidae																				
<i>Stygnocoris rusticus</i>	71	11,5	7	9	17	7	3	14	3	3	3	-	-	2	1	-	-	1	-	1
<i>Drymus silvaticus</i>	22	3,6	4	1	-	-	-	-	10	-	-	2	-	-	-	-	-	3	-	-
<i>Taphropeltus contractus</i>	12	1,9	3	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	2	-	-	4	-	1
<i>Cymus clavicularis</i>	2	0,3	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Megalonotus chiragra</i>	2	0,3	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Platyplax salviae</i>	2	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Berytidae																				
<i>Berytinus minor</i>	2	0,3	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pentatomidae																				
<i>Aelia acuminata</i>	15	2,4	-	7	3	-	2	1	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Podops inuncta</i>	1	0,2	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Tingidae																				
<i>Tingis ampliata</i>	100	16,2	-	-	-	2	-	7	4	1	5	-	-	35	3	1	31	4	-	7
Anthocoridae																				
<i>Anthocoris nemoralis</i>	1	0,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Anthocoris nemorum</i>	1	0,2	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Coreoidea																				
<i>Alydus calcaratus</i>	1	0,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
Gesamtindividuenzahl	616		22	72	85	16	20	50	25	23	35	2	16	106	8	7	75	13	1	40
Gesamtartenzahl	26		6	11	11	5	7	10	8	6	10	1	5	9	4	5	11	5	1	10

VI. Literaturverzeichnis

- AFSCHARPOUR, F. (1960): Ökologische Untersuchungen über Wanzen und Zikaden auf Kulturfeldern in Schleswig-Holstein. – Z. angew. Zool. 47, 257–301.
- ANDREJEWSKA, L. (1965): Stratification and its dynamics in meadow communities of Auchenorrhyncha (Homoptera). – Ekol. Pol. A 13, 685–715.
- BALOGH, J. (1958): Lebensgemeinschaften der Landtiere. – Akademie – Verlag, Berlin, 559 S.
- BANKOWSKA, R. (1980): Fly communities of the family Syrphidae in natural and anthropogenic habitats of Poland. – Memorabilia Zool. 33, 3–93.
- BARBER, H. S. (1931): Traps for cave inhabiting insects. – J. Elisha Mitchel Sci. Sco. 46, 259–266.
- BARKEMEYER, W. (1979): Zur Schwebfliegenfauna des Fintlands Moores bei Oldenburg nach Farbschalenfängen (Diptera, Syrphidae). – Drosera 79 (2), 49–58.
- BARKEMEYER, W. (1984): Über die Syrphiden (Dipt., Syrphidae) in den Hochmoorresten der nordwestlichen Bundesrepublik Deutschland. – Zool. Jb. Syst. 111, 43–67.
- BASTIAN, O. (1986): Schwebfliegen: Syrphidae. – Wittenberg – Lutherstadt: Ziemsen, 168 S.
- BLUME, H.-P.; HORBERT, M.; HORN, R.; SUKOPP, H. (1978): Zur Ökologie der Großstadt unter besonderer Berücksichtigung von Berlin (West). – Schr.Reihe des Dt. Rates Landespl. 30, 658–677.
- BOER, P. J. den (1970): On the significance of dispersal power for populations of carabid beetles (Coleoptera, Carabidae). – Oecologia (Berlin) 4, 1–28
- BONESS, M. (1958): Biocoenotische Untersuchungen über die Tierwelt von Klee- und Luzernefeldern. – Z. Morph. u. Ökol. Tiere 47, 309–373.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. – Wien, 865 S.
- BRAUN, R.; RABELER, W. (1969): Zur Autökologie der Spinnenfauna des nordwestdeutschen Altmorenen-Gebiets. – Abh. Senckenberg. Naturforsch. Ges. 522, 1–89.
- BUHL, C., SCHÜTTE, F. (1964): Über Auftreten und Bekämpfung von *Apion flavipes* PAYK. in Weißklee-Samenbeständen. – Ztschr. Pflanzenkr./Pflanzenschutz 71, 189–197.
- CASEMIR, H. (1962): Spinnen vom Ufer des Altrheins bei Xanthen/Niederrhein. – Gewäs. Abwäs. 30/31, 7–35.
- CHAPMAN, P. A., KINGHORN, J. (1955): Window flight traps for insects. – Cand. Ent. 87, 46–47.
- CLAUSSEN, C. (1980): Die Schwebfliegenfauna des Landesteils Schleswig in Schleswig – Holstein (Diptera, Syrphidae). – Faun.-Ökol. Mitt., Suppl. 1, 3–79.
- CLAUSSEN, C. (1982): Schwebfliegen aus der Haseldorfer Marsch nach Gelbschalenfängen (Diptera, Syrphidae). – Entomol. Mitt. zool. Mus. Hamburg 7 (115), 203–217.
- CLAUSSEN, C. (1985): Zur Kenntnis der Schwebfliegenfauna des Landesteils Schleswig (Diptera, Syrphidae) – Nachtrag (1979–1983). – Faun.-Ökol. Mitt., Suppl. 5, 389–403.
- DAHL, F. (1926): Spinnentiere oder Arachnoidea, 1: Springspinnen (Salticidae) 3. Teil; Spinnentiere oder Arachnoidea, 2: Lycosidae s. lat. (Wolfspinnen im weiteren Sinne), 5. Teil; Spinnentiere oder Arachnoidea, 3: Opiliones (Pseudoscorpionida, Pantopoda, Pentastomida), Fischer; Jena.
- DEISCHL, E. (1972): Umweltbeanspruchung und Umweltschäden durch den Verkehr in der BRD. – Studienst. angew. Haushalts- und Steuerpol. e. V. 1, 104 S.
- DEUTSCHER WETTERDIENST (1984/1985): Monatlicher Witterungsbericht, Amtsblatt des Deutschen Wetterdienstes. – Dt. Wetterd., Offenbach 1984/85.
- DIECKMANN, L. (1968): Revision der westpaläarktischen Anthonomini. – Beitr. Ent. 18 (3/4), 380–545 (1968).
- DIECKMANN, L. (1972): Beiträge zur Insektenfauna der DDR: Coleoptera – Curculionidae (Ceutorhynchinae). – Beitr. Ent. 22 (1/2), 3–128.
- DIECKMANN, L. (1974): Beiträge zur Insektenfauna der DDR: Coleoptera – Curculionidae (Rhinomacrinae, Rhynchitinae, Attelabinae, Apoderinae). – Beitr. Ent. 24 (1/4), 5–54.
- DIECKMANN, L. (1977): Beiträge zur Insektenfauna der DDR: Coleoptera – Curculionidae (Apioninae). – Beitr. Ent. 27 (1), 7–143.
- DIECKMANN, L. (1979): *Phyllobius vespertinus* (Fabricius), eine von *Ph. pyri* abzutrennende Art (Col., Curculionidae). – Ent. Nachr. 23, 3–13.
- DIECKMANN, L. (1980): Beiträge zur Insektenfauna der DDR: Coleoptera – Curculionidae (Brachycerinae, Otorhynchinae, Brachyderinae). – Beitr. Ent. 30 (1), 145–310.

- DIECKMANN, L. (1983): Beiträge zur Insektenfauna der DDR: Coleoptera – Curculionidae (Tanymecinae, Leptopiinae, Cleoninae, Raymondionyminae, Bagoinae, Tanysphyrinae). – Beitr. Ent 33 (2), 257–381.
- DIECKMANN, L. (1986): Beiträge zur Insektenfauna der DDR: Coleoptera – Curculionidae (Eirirhinae). – Beitr. Ent. 36 (1), 119–181.
- DIERSSEN, K. (1983): Rote Liste der Pflanzengesellschaften Schleswig-Holsteins. – Schr. Landesamtes Natursch. Landschaftspfl. Schleswig-Holstein 6, Kiel, 159 S.
- ECKSTEIN, K. (1933): Die Schmetterlinge Deutschlands mit besonderer Berücksichtigung ihrer Biologie und wirtschaftlichen Bedeutung. Bd. 5 : Die Kleinschmetterlinge Deutschlands. – Lutz-Verlag, Stuttgart.
- ELLENBERG, H. (1978): Die Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. – Eugen Ulmer, Stuttgart, 981 S.
- ELLENBERG, H. (1979): Zeigerwert der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. – Goltze Verlag, Göttingen, 122 S.
- ELLENBERG, H.; MÜLLER, K.; STOTTELE, T. (1981): Straßen-Ökologie. – In: Ökologie und Straße – Broschürenreihe der deutschen Straßenliga 3, Bonn, 19–115.
- ELTON, C. S. (1966): The pattern of animal communities. – London: Methuen.
- 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.
- FORSTER, W., WOHLFAHRT, T.A. (1954ff): Die Schmetterlinge Mitteleuropas: Bd. 1 (1954): Biologie der Schmetterlinge. – Stuttgart. Bd.2 (1955): Tagfalter, Diurna. – Stuttgart. Bd.3 (1960): Spinner und Schwärmer. – Stuttgart. Bd.4 (1971): Eulen (Noctuidae). – Stuttgart.
- FREE, J. B. (1975): Beneficial insects present on a motorway verge. – Biol. Conserv. 8 (1), 61–72.
- FREITAG, R., HASTINGS, L. (1973): Kraft mill fallout and ground beetle populations (Coleoptera). – Atmospheric Environment 7, 587–588.
- FREUDE, H., HARDE, K. W., LOHSE, G. A. (1964/69/71/74/76/81/83): Die Käfer Mitteleuropas. – Goecke & Evers, Krefeld.
- FÜRST, R., DUELLI, P. (1988): Fensterfallen und Klebgitterfallen im Vergleich: Die flugaktive Insektenfauna einer Kiesgrube. – Mitt. Dtsch. Ges. Allg. Angew. Ent. 6, 195–199.
- GARNIER, B. J., OHMURA, A. (1968): A Method of Calculating the Direkt Shortwave Radiation Income of Slopes. – Journal of Applied Meteorology 7, 796–800
- GATTER, W., GATTER, D. (1973): Massenwanderungen der Schwebfliege *Eristalis tenax* und des Marienkäfers *Coccinella septempunctata* am Randecker Maar, Schwäbische Alb. – Jh. Ges. Naturk. Württ. 128, 148–150.
- GEIGER, R. (1961): Das Klima der bodennahen Luftschicht. – 4. Aufl., Braunschweig 646 S.
- GEILER, H. (1963): Artenliste der Wanzen und Zikaden von Feldern sowie deren Abundanzen und Aktivitätsdichte während einzelner Jahre mit unterschiedlichem Witterungsverlauf. – Wiss. Z. T. Univ. Dresden 12, 543–549:
- GEILER, H. (1956/56): Zur Ökologie und Phänologie der auf mitteldeutschen Feldern lebenden Carabiden. – Wiss. Z. Univ. Leipzig, Math.-Naturw. R. 1,6, 35–53.
- GOODMAN, D. (1975): The theory of diversity – stability relationship in ecology. – Quart. Rev. Biol. 50, 237–266
- GÖTZE, W., HEYDEMANN, B., RIECKEN, U. (1985): Ökologische Analyse der Fauna des Naturschutzgebietes „Barker Heide“. – Unveröffentl. Manuskript, 168 S.
- GÖTZE, W. (1985): Beweidung und Vertritt als Belastungsfaktoren für Sand-Salzwiesen und Graue-Düne-Formation. – Diplomarbeit Universität Kiel.
- GROSSER, N., KLAPPERSTÜCK, J. (1977): Ökologische Untersuchungen an Syrphiden zweier Agrobiozöosen. – Hercynia (N. F.) 14, 124–144.
- GRUNER, H.-E. (1965/66): Krebstiere oder Crustades V. Isopoda. In: DAHL, F.: Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile 51/53, 380 S.
- GRUSCHWITZ, M. (1981): Die Bedeutung der Populationsstruktur von Carabidenfaunen für Bioindikation und Standortdiagnose (Col., Carabidae). – Mitt. Dt. Ges. allg. angew. Ent. 3 (1–3), 126–129.
- HALKKA, O., RAATIKAINEN, M., VASARAINEN, A., HEINONEN, L. (1967): Ecology and ecological genetics of *Philaenus spumarius* (L.) (Homoptera). – Ann. Zool. Fenn. 4, 1–18.
- HARZ, K. (1975): Die Orthopteren Europas. – Bd.1 u.2, The Hague, 749 u. 939 S.

- HEINICKE, W., NAUMANN, C. (1980–82): Beiträge zur Insektenfauna der DDR. – Beitr. Ent. 32.
- HEMPEL, W.; HIEBSCH, H.; SCHIEMENZ, H. (1971): Zum Einfluß der Weidewirtschaft auf die Arthropoden-Fauna im Mittelgebirge. – Faun. Abh. – Staatl. Mus Tierk. Dresden, 235–281.
- HERBULOT, C. (1973) in KOCH, M. (1984): Schmetterlinge. – Leipzig, 792 S.
- HEYDEMANN, B. (1953): Agrarökologische Problematik, dargetan an Untersuchungen über die Tierwelt der Bodenoberfläche der Kulturfelder. – Diss. Naturw. Fak. d. Universität Kiel.
- HEYDEMANN, B. (1955b): Carabiden der Kulturfelder als ökologische Indikatoren. – Ber. 7. Wandervers. Dt. Entomol., Berlin, 172–185.
- HEYDEMANN, B. (1956): Die Biotopstruktur als Raumwiderstand und Raumfülle für die Tierwelt. – Verh. Dt. Zool. Ges. Hamburg 50, 332–347.
- HEYDEMANN, B. (1961): Untersuchungen über die Aktivitäts- und Besiedlungsdichte bei epigäischen Spinnen. – Verh. Dt. Zool. Ges., 538–556.
- HEYDEMANN, B. (1962): Die biozönotische Entwicklung vom Vorland zum Koog. Vergleichend-ökologische Untersuchungen an der Nordseeküste. – 2. Teil, Käfer (Coleoptera), Abh. d. math.-nat. Klasse (Wiesbaden) 11, 173–370.
- HEYDEMANN, B. (1964b). Die Carabiden der Kulturbiotope von Binnenland und Nordseeküste – ein ökologischer Vergleich (Col., Carabidae). – Zool. Anz. 172 (1), 4–86.
- HEYDEMANN, B. (1969): Ökologische Untersuchungen zum Problem der halophilen und haloresistenten Spinnen. – Bull. du mus. nat. hist. nat. 2e ser., 41, 1, 226–232.
- HEYDEMANN, B. (1980): Terrestrische Habitate und ihre Typisierung im Mitteleuropa. – Natur und Landschaft 55, 5–7.
- HEYDEMANN, B. (1981): Zur Frage der Flächengröße von Biotopbeständen für den Arten- und Ökosystemschutz. – Sonderdruck aus: Jb. Natursch. Landschaftspflege 31, 31 S.
- HEYDEMANN, B. (1982): Rote Liste der gefährdeten Wirbellosen-Arten in Schleswig-Holstein. – In: LANDESAMT FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE SCHLESWIG-HOLSTEIN (Hrsg.)(1982): Rote Liste der Pflanzen und Tiere Schleswig-Holsteins. – Schriftenreihe des Landesamtes für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holsteins (Kiel) 5, 149 S.
- HEYDEMANN, B., MIETH, A. (1985): Straßenrandpflege unter ökologischen Gesichtspunkten. – Unveröff. Manuskript, Universität Kiel, 19 S.
- HEYDEMANN, B.; MÜLLER-KARCH, J. (1980): Biologischer Atlas Schleswig-Holstein. – Neumünster, 320.
- KÄSTNER, A. et al. (1928): Spinnentiere oder Arachnoidea III: Opiliones – Pseudoscorpionida – Pantopoda – Pentastomida. In DAHL, F: Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile 8, 94 S.
- KIRCHNER, H. (1960): Untersuchungen zur Ökologie feldbewohnender Carabiden. – Diss. Köln, 59 S.
- KLESS, J. (1961): Tiergeographische Elemente in der Käfer- und Wanzenfauna des Wutachgebietes und ihre ökologischen Ansprüche. – Z. Morph. Ökol. Tiere 49, 541–628.
- KNÜLLE, W. (1951): Die Bedeutung natürlicher Faktorengefälle für tierökologische Untersuchungen demonstriert an der Verbreitung der Spinnen. – Verh. Dt. Zool. Ges. Wilhelmshafen, 418–433.
- KNÜLLE, W. (1953): Zur Ökologie der Spinnen an Ufern und Küsten.– Z. Morph. Ökol. Tiere 42, 117–158.
- KOCH, M. (1984): Schmetterlinge. – Leipzig, 792 S.
- KOSSLER, J. (1990): Die Arthropoda-Fauna gemähter und nicht gemähter Flächen neben einer Autobahn. – Faun.-Ökol. Mitt., Suppl. 9, 75–100.
- KUNTZE, H.A. (1937): Die Zikaden Mecklenburgs, eine faunistisch-ökologische Untersuchung. – Archiv f. Naturgeschichte, N. F. 6 (3), 298–388.
- LARSSON, S. G. (1939): Entwicklungstypen und Entwicklungszeiten der dänischen Carabiden. – Entomol. Medd. 20, 277–560.
- LEWIS, T., STEPHENSON, J. W. (1966): The permeability of artificial wind – breaks and the distribution of flying insects in the leeward sheltered zone. – Ann. appl. Biol. 58, 355–363.
- LIENEMANN, K. (1982): Beitrag zur Carabidenfauna landwirtschaftlich genutzter Flächen. – Decheniana (Bonn) 135, 45–56.
- LINDROTH, C. (1945): Die Fennoskandischen Carabidae, Spez. Teil.– Göteborgs Kungl. Vetenskaps- och Vitterhets-Samhälles Handlingar 4, 1. Teil, 709 S.

- LOBENSTEIN, U. (1982): Die Neuansiedler der Schmetterlingsfauna Nordwestdeutschlands unter Berücksichtigung des nördlichen Mitteleuropa – Teil 1. – *Atalanta* 13 (3), 179–200.
- LOCKET, G. H.; MILLIDGE, A. F. (1951): *British Spiders* Vol. I–III. – The Ray Society, London.
- LOHSE, G.-A. (1954): Die Laufkäfer des Niederelbegebietes und Schleswig-Holsteins. – *Verh. V. naturw. Heimatforsch., Hamburg* 31, 1–40.
- MAC ARTHUR, R. H. (1955): Fluctuations of animal populations and a measure of community stability. – *Ecology* 36, 533–536.
- MAC ARTHUR, R. H. (1965): Patterns of species diversity. – *Biol. Rev.* 40, 510–533.
- MADER, H. J. (1979): Die Isolationswirkung von Verkehrsstraßen auf Tierpopulationen, untersucht am Beispiel von Arthropoden und Kleinsäugetern der Waldbiozönose. – *Schr.R. Landschaftspflege Naturschutz* 19, 1–132.
- MADER, H. J. (1980): Die Verinselung der Landschaft aus tierökologischer Sicht. – *Schr. R. Landschaftspf. Natursch.* 22, 1–99.
- MADER, H. J. (1981a): Untersuchungen zum Einfluß der Flächengröße von Inselbiotopen auf deren Funktion als Trittstellen oder Refugium. – *Natur und Landschaft* 56, 235–242
- MADER, H.-J. (1981): Der Konflikt Straße-Tierwelt aus ökologischer Sicht. – *Schr. Reihe Landschaftspf. Natursch.* 22, Bonn – Bad Godesberg, 104 S.
- MARCHAND, H. (1953): Die Bedeutung der Heuschrecken und Schnabelkerfe als Indikatoren verschiedener Graslandtypen. – *Beitr. Ent.* 3, 116–162.
- MARTENS, R. (1978): Spinnentiere, Arachnida – Weberknechte, Opiliones. – In: DAHL, F.: *Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile* 64, 464 S.
- MÜLLER, G. (1968): Die Carabidenfauna benachbarter Acker- und Weideflächen mit dazwischenliegenden Saumbiotopen der Coleopterenfauna der küstennahen Kulturlandschaft bei Greifswald. – *Pedobiologia* 8, 313–339.
- MÜLLER, H. J. (1978): Strukturanalyse der Zikadenfauna (Homoptera Auchenorrhyncha) einer Rasenkatena Thüringens (Leutatal bei Jena). – *Zool. Jb. Syst.* 105, 258–334.
- NAGEL, P. (1977): Speziesdiversität und Raumbewertung. – 41. Dtsch. Geographentag, Mainz, 486497
- OLSCHOWY, G. (1981): Straße und Umwelt – Zielkonflikte und ihre Auswirkungen. – *Nat. Landsch.* 56, 10, 388–391.
- OSSIANNILSSON, F. (1978/81/83): *The Auchenorrhyncha of Fennoscandia and Denmark.* – Scand. Science Press LTD., Copenhagen, Denmark.
- QUAYUM, M. A. (1968): Some studies on the host plant choice and wing dimorphism of *Javesella pellucida* (Fabr.) (Hom.: Araeopidae). – *Act. Agr. Scandinavica* 18, 207–221.
- RAATIKAINEN, M. (1967): Bionomics, enemies and population dynamics of *Javesella pellucida* (F.) (Hom., Delphacidae). – *Ann. Agric. Fenn.* 6 (Supp. 2), 7–147.
- REMANE, R. (1958): Die Besiedlung von Grünlandflächen verschiedener Herkunft durch Wanzen und Zikaden im Weser-Ems-Gebiet. – *Z. ang. Ent.* 42 (4), 353–400.
- RENKONEN, O. (1938): Statistisch – ökologische Untersuchungen über die terrestrische Käferwelt der finnischen Bruchmoore. – *Ann. zool. Societ. Zool.* – *Bot. Fennicae Vanamo* Tom. 6, 1–231.
- RIBAUT, H. (1936): Homopteres Auchenorrhynques I. Typhlocybidae. – *Faun. France, Paris* 31, 228 S.
- RIBAUT, H. (1952): Homopteres Auchenorrhynques II. Jassidae. – *Faun. France, Paris* 57, 474 S.
- ROBERTS, M. J. (1985/87): *The Spiders of Great Britain and Ireland* (Vol. 1/Vol. 2). – Harley Books, Colchester.
- ROTHMALER, W., MEUSEL, H., SCHUBERT, R. (1978): *Exkursionsflora für die Gebiete der DDR und BRD.* Bd. 2: *Gefäßpflanzen.* – Berlin 612 S.
- SACK, P. (1930): Syrphidae oder Schwebfliegen. In: DAHL, F. (Hrsg.): *Die Tierwelt Deutschlands*, 20. Teil – *Zweiflügler oder Diptera* (IV), Syrphidae, Conopidae. – 142 S.
- SCHAEFER, M. (1972): Beitrag zur Kenntnis der Spinnenfauna Schleswig-Holsteins (Araneae: Linyphiidae und Micryphantidae). – *Schr. Naturw. Ver. Schleswig-Holstein* 42, 94–103.
- SCHAEFER, M. (1973): Untersuchungen über Habitatbindung und ökologische Isolation der Zikaden einer Küstenlandschaft. – *Arch. Naturschutz u. Landschaftsforsch.* 13 (II, 4), 329–352.
- SCHAEFER, M. (1973a): Welche Faktoren beeinflussen die Existenzmöglichkeiten von Arthropoden eines Stadtparks – untersucht am Beispiel der Spinnen (Araneida) und Weberknechte (Opilionida)? – *Faun. Ökol. Mitt.* 4, 305–318.
- SCHAEFER, M. (1976): Experimentelle Untersuchungen zum Jahreszyklus und zur Überwinterung von Spinnen (Araneida). – *Zool. Jb. Syst. Ökol. Tiere* 103, 127–289.

- SCHIEMENZ, H. (1969): Die Zikadenfauna mitteleuropäischer Trockenrasen (Homoptera, Auchenorrhyncha) – Untersuchungen zu ihrer Phänologie, Ökologie, Bionomie und Chorologie. – Ent. Abh. Dresden 36, 201–280.
- SCHILLER, W.; WEBER, F. (1975): Die Zeitstruktur der ökologischen Nische der Carabiden (Untersuchungen in Schatten- und Strahlungshabitaten des NSG „Heiliges Meer“ bei Hopsten). – Abh. Landesmus. Naturk. Münster 37, 3–34.
- SCHMIDT, G. (1957): Die Bedeutung des Wasserhaushaltes für das ökologische Verhalten der Caraben (Ins. Coleoptera). – Z. angew. Entomol. 40, 390–399.
- SCHMID, U. (1986): Beitrag zur Schwebfliegenfauna der Tübinger Umgebung (Diptera: Syrphidae). – Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad. – Württ. 61, 437–489.
- SCHNEIDER, K. (1984): Verteilungsmuster von Curculioniden (Coleoptera – Insekta) in einem Transekt unterschiedlich immissionsbelasteter Kiefernforste der Dübener Heide. – Hercynia N. F. 21 (2), 162–178.
- SCHUBART, O. (1934): Tausendfüßler oder Myriapoda I: Diplopoda. – In: DAHL, F: Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile 28, 318 S.
- SHANNON, C. E. (1948): The mathematical theory of information. – In: C. E. SHANNON and W. WEAVER: The mathematical theory of communication. – Univ. Illinois Press, Urbana.
- SÖRENSEN, T. (1948): A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. – Danske Vidensk. Selsk. Biol. Script. 5, 1– 34.
- STELLEMANN, P., MEEUSE, A.D.J. (1976): Anthecological relations between reputedly anemophilous flowers and Syrphid flies as pollinators of *Plantago*. – Tijdschr. Ent. 119, 15–31.
- STEBING, L., KIRSCHBAUM, M. (1976): Immissionsbelastung der Straßenrandvegetation. – Natur und Landschaft 51 (9), 239–244.
- STRÜBNING, H. (1956): Beiträge zur Ökologie einiger Hochmoorzikaden (Homoptera- Auchenorrhyncha). – Österr. Zool. Z. 6, 566–596.
- STUBBS, A.E., FALK, S.J. (1983): British Hoverflies. – British Entomological & Natural Hist. Soc., 251 S.
- STÜRKEN, K. (1964): Die Bedeutung der Imaginalernährung für das Reproduktionsvermögen der Syrphiden. – Z. ang. Zool. 51, 385–417.
- THALER, K. et al. (1977): Vergleichende Fallenfänge von Spinnen und Käfern auf Acker- und Grünlandparzellen bei Innsbruck, Österreich. – Pedobiologia 17, 389–399.
- THIELE, H.-U. (1956): Die Tiergesellschaften der Bodenstreu in den verschiedenen Waldtypen des Niederbergischen Landes. – Z. Angew. Ent. 39, 316–367.
- THIELE, H.-U. (1960/61): Gibt es Beziehungen zwischen der Tierwelt von Hecken und angrenzenden Kulturfeldern? – Z. Angew. Ent. 47, 122–127.
- THIELE, H.-U. (1961): Zuchtversuche an Carabiden, ein Beitrag zu ihrer Ökologie. – Zool. Anzeiger 167, 431–442.
- THIELE, H.-U. (1962): Zusammenhänge zwischen Jahreszeit der Larvalentwicklung und Biotopbindung bei waldbewohnenden Carabiden. – Verh. 11. int. Kongr. Ent. Wien 3, 165–169.
- THIELE, H.-U. (1964): Experimentelle Untersuchungen über die Ursachen der Biotopbindung bei Carabiden. – Z. Morph. Ökol. Tiere 53, 387–452.
- THIELE, H.-U. (1968): Die Diplopoden des Rheinlandes. – Dech. 120, 1/2, 343–366.
- THIELE, H.-U. (1977): Carabid beetles in their environments. – Berlin 1977, 369 S.
- TIBURTIUS, T. (1985): Natürliche Heideformationen der nordfriesischen Inseln und ihre Beeinflussung durch Fremdenverkehr und andere störende Faktoren. – Diplomarbeit Univ. Kiel.
- TIETZE, F. (1973): Zur Ökologie, Soziologie und Phänologie der Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae) des Grünlandes im Süden der DDR. – I.–IV. Teil, Hercynia (Leipzig), N.F.10, 3–76; 111–123; 243–263; 337–365.
- TISCHLER, T. (1985): Freiland – Experimentelle Untersuchungen zur Ökologie und Biologie phytophager Käfer (Coleoptera: Chrysomelidae, Curculionidae) im Litoral der Nordseeküste. – Faun. – Ökol. Mitt. Suppl. 6, 180 S.
- TISCHLER, W. (1948): Biocönotische Untersuchungen an Wallhecken.– Zool. Jb. Syst. 77, 284–400.

- TISCHLER, W. (1958): Synökologische Untersuchungen an der Fauna der Feldgehölze (ein Beitrag zur Ökologie der Kulturlandschaft). – Z. Morph. Ökol. Tiere 47, 54–114.
- TORP, E. (1984): De Danske Svirrefluer, Kopenhagen, 300 S.
- TRAUTMANN, W.; LOHMEYER, W. (1975): Zur Ökologie der Spinnen (Araneae). Autökologie der Arten im Raum von Erlangen. – Nat. Landsch. 50/2, 45–48.
- TRETZEL, E. (1952): Zur Ökologie der Spinnen (Araneae). Autökologie der Arten im Raum von Erlangen. – Sitzungsber. ö phys.– med. Soz. Erlangen 75, 36–131.
- TRÜMBACH, H. (1959): Die Zikaden und Psylliden der Umgebung Erlangens, eine systematisch-ökologische Untersuchung. – Sitzungsber. phys.-med. Soz. Erlangen 79, 102–151.
- WAGNER, E. (1952): Blindwanzen oder Miriden. – In: DAHL, F.: Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile 41, 218 S.
- WAGNER, E. (1966): Wanzen oder Heteropteren. I. Pentatomorpha. – In: DAHL, F.: Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile 54, 235 S.
- WAGNER, E. (1967): Wanzen oder Heteropteren. II. Cimicomorpha. – In: DAHL, F.: Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile 55, 179 S.
- WARNECKE, G. (1956): Die Großschmetterlinge des Niederelbegebietes und Schleswig – Holsteins. – Ver. f. Naturw. Heimatforsch. Hamburg 32, 26–68.
- WASNER, U. (1967): Schonende Straßenrandpflege läßt Kleintierfauna überleben. – Mitt. d. LÖLF 9, 2, 9–16.
- WASNER, U.; WOLFF-STRAUB, R. (1981): Ökologische Auswirkungen des Straßenbaues auf die Lebensgemeinschaft des Waldes. – Mitt. d. LÖLF 1, 3–10 u. 45–48.
- WEBER, F. (1965): Vergleichende Untersuchungen über das Verhalten von *Carabus*-Arten in Luftfeuchtigkeitsgefällen. – Z. Morph. Ökol. Tiere 55, 233–249.
- WIEHLE, H. (1956): Spinnentiere oder Arachnoidea (Araneae) – Linyphiidae – Baldachinspinnen. – In: DAHL, F.: Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile 44, 337 S.
- WIEHLE, H. (1960): Spinnentiere oder Arachnoidea (Araneae) – Micryphantidae – Zwergspinnen. – In: DAHL, F.: Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile 47, 620 S.
- WIEHLE, H. (1963): Spinnentiere oder Arachnoidea (Araneae) – Tetragnathidae – Streckspinnen und Dickkiefer. – In: DAHL, F.: Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile 49, 76 S.
- WOLFF-STRAUB, R. (1984): Saumbiotope – Charakteristik, Bedeutung, Gefährdung, Schutz. – Mitt. d. LÖLF 9, 1, 33–36.
- ZELTNER, U. (1989): Einfluß unterschiedlicher Pflegeintensitäten von Grünland auf die Arthropodenfauna im urbanen Bereich. – Faun.– Ökol. Mitt., Suppl. 8, 68 S.
- ZWÖLFER, H. (1969): Rüsselkäfer mit ungewöhnlicher Lebensweise. Koprophagie, Brutparasitismus und Entomophagie in der Familie der Curculionidae. – Mitt. schweiz. ent. Ges. 42, 185–196.

Anschriften der Verfasser:
Dipl.-Biol. Volker Pichinot
Kai Wollweber
Forschungsstelle für Ökosystemforschung und Ökotechnik
Universität
Olshausenstr. 40, 2300 Kiel
Dipl.-Biol. Jürgen Kossler
Leipziger Str. 10, 5206 Neuenkirchen 1



Mit freundlichen Grüßen
überreicht von der
Universitätsbibliothek Kiel
- Dissertations- u. Tauschstelle -

