

UMWELTFORSCHUNGSPLAN DES  
BUNDESMINISTERIUMS FÜR UMWELT,  
NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT

Forschungsbericht 200 63 403  
UBA-FB 000604



**Die Arthropodenfauna von  
Nichtzielflächen und die  
Konsequenzen für die  
Bewertung der Auswirkungen  
von Pflanzenschutzmitteln auf  
den terrestrischen Bereich des  
Naturhaushaltes**

VON

**Dr. Martina Roß-Nickoll (RWTH Aachen)**

**Anette Fürste**

**René Mause**

**Richard Ottermanns**

**Bernhard Theißen**

**Andreas Toschki**

**Prof. Dr. Hans-Toni Ratte**

LEHRSTUHL FÜR BIOLOGIE V, Ökologie, Ökotoxikologie, Ökochemie  
der Rheinisch Westfälisch Technischen Hochschule Aachen

**Dr. Gottfried Lennartz**

**Manfred Smolis**

**Sabine Schäfer**

pro terra, Büro für Vegetationskunde, Tier- & Landschaftsökologie

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Diese Publikation ist auch als Download unter  
<http://www.umweltbundesamt.de>  
verfügbar.

Der Herausgeber übernimmt keine Gewähr  
für die Richtigkeit, die Genauigkeit und  
Vollständigkeit der Angaben sowie für  
die Beachtung privater Rechte Dritter.  
Die in der Studie geäußerten Ansichten  
und Meinungen müssen nicht mit denen des  
Herausgebers übereinstimmen.

Herausgeber: Umweltbundesamt  
Postfach 33 00 22  
14191 Berlin  
Tel.: 030/8903-0  
Telex: 183 756  
Telefax: 030/8903 2285  
Internet: <http://www.umweltbundesamt.de>

Redaktion: Fachgebiet IV 1.3  
Dr. Christoph Schulte

Berlin, Februar 2004

Berichts-Kennblatt

1. <b>Berichtsnummer</b> UBA-FB	2.	3.
4. <b>Titel des Berichts</b> Die Arthropodenfauna von Nichtzielflächen und die Konsequenzen für die Bewertung der Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf den terrestrischen Bereich des Naturhaushaltes		
5. <b>Autor(en), Name(n), Vorname(n)</b> Roß-Nickoll M., Lennartz G., Fürste A., Mause R., Ottermanns R., Schäfer S., Smolis M., Theißen B., Toschki A., Ratte H.T.	8. <b>Abschlussdatum</b> 31.10.2003	
	9. <b>Veröffentlichungsdatum</b> Februar 2004	
6. <b>Durchführende Institution (Name, Anschrift)</b> Lehrstuhl für Biologie V, RWTH Aachen Worringerweg 1, 52056 Aachen Büro für Vegetationskunde, Tier- & Landschafts-Ökologie pro terra, Nizzaallee, 52072 Aachen	10. <b>UFOPLAN-Nr.</b> 200 63 403	
	11. <b>Seitenzahl</b> 148	
7. <b>Fördernde Institution (Name, Anschrift)</b> Umweltbundesamt, Postfach 33 00 22, 14191 Berlin	12. <b>Literaturangaben</b> 199	
	13. <b>Tabellen und Diagramme</b> 30	
	14. <b>Abbildungen</b> 24	
15. <b>Zusätzliche Angaben</b>		
<p>16. <b>Zusammenfassung</b></p> <p><b>Ziel:</b> Der Schwerpunkt des F&amp;E-Vorhabens lag in der Aufnahme und Typisierung der Biozönosen von grasreichen Feldrainen (off crop) in der Agrarlandschaft. Ein Hauptanliegen der biozöologisch ausgerichteten Studie war es hierbei, Arten zu identifizieren, welche eine besondere Bedeutung für die Biozönosen (u.a. Schlüsselarten) haben oder durch ihr Fehlen bzw. ihre ungewöhnliche Dominanz eine Störung der Lebensgemeinschaft indizieren. Auf der Basis dieser Ergebnisse erfolgt eine Überprüfung der verwendeten Testspezies nach Pflanzenschutzgesetz und EU-Wirkstoffprüfung gemäß Richtlinie 91/414/EWG dahingehend, ob sie als Surrogatspezies für die analysierte Biozönose geeignet sind.</p> <p><b>Untersuchungsansatz:</b> Als Untersuchungseinheit wurde die "ruderaler Glatthafer-Wiese" ausgewählt, der dominierende Vegetationstyp von grasreichen und nur gering trittbelasteten Feldrainen in Agrargebieten. Insgesamt liegt der Untersuchung ein Datenmaterial von 72 Aufnahmeflächen aus drei verschiedenen Naturräumen zugrunde. Neben der Vegetation wurden pro Aufnahmefläche die Tiergruppen Collembola, Carabidae, Araneae, Coccinellidae, Saltatoria, Syrphidae und Hymenoptera erfasst sowie standortökologische Kenngrößen aufgenommen.</p> <p><b>Ergebnisse biozöologische Klassifikation:</b> Auf den untersuchten Flächen konnten insgesamt 823 Pflanzen- und Tierarten nachgewiesen werden. Mittels eines qualitativ-ökologischen Auswertungsverfahrens sind insgesamt 25 differenzierende Artengruppen identifiziert worden, durch die die Glatthafer-Wiesen in zwei Varianten und die ruderalen Glatthafer-Wiesen in 15 Varianten eingeteilt wurden. Für die Differenzierung der Biozönosen sind die Faktoren Mahd, pH-Wert, Kalziumgehalt, Bodenart, Bodenfeuchte, West-Ost-Gradient sowie Strukturvielfalt der Agrarlandschaft vornehmlich verantwortlich. Ausser der qualitativ-ökologischen Methode wurde eine mathematisch-statistische Auswertung (CA,CCA) durchgeführt. Die Ergebnisse beider Methoden decken sich weitgehend, wobei der Vorteil der qualitativ-ökologischen Auswertungsmethodik gegenüber der mathematisch-statistischen vor allem in der konkreten Benennung der "Zeigerarten" gesehen wird.</p> <p><b>Ableitungen zur Wirkstoffprüfung:</b> Aufgrund der standortökologischen Vielfalt der untersuchten Biozönose ist eine differenzierte Beurteilung notwendig. Insgesamt tendieren die "ruderalen Glatthaferwiesen" in der Agrarlandschaft zur Ausbildung von Gras-Dominanzbeständen. Diese strukturelle Veränderung der Biozönose wirkt sich indirekt schädigend auf die Arthropodenfauna aus, z.B. durch den Verlust von Blütenpflanzen auf die Blütenbesuchergemeinschaft. Eine Förderung von Dominanzbeständen (= nachhaltige Störung der Biozönose) in der Agrarlandschaft durch den Einsatz von PSM kann nicht ausgeschlossen werden.</p> <p>Die üblichen Testverfahren nutzen einige typische und repräsentative Arten der Lebensgemeinschaft der ruderalen Glatthafer-Wiesen von Feldrainen. Die Biodiversität der Biozönose wird dagegen durch die Testarten nicht ausreichend abgebildet. Bei den Haupttestarten (u.a. <i>Aphidius</i>) handelt es sich um Pionierarten mit hohem Recovery-Potenzial, die in den Biozönosen der grasigen Feldraine nur eine untergeordnete Rolle einnehmen. Solche Pionierarten sind nicht geeignet, eine Biozönose, die stabileren Konkurrenzverhältnissen unterliegt, repräsentativ abzubilden.</p>		
17. <b>Schlagwörter</b> Biozönose, Agrarlandschaft, Arthropoden, Standortklassifikation, Standorttyp, PSM-Zulassung		
18. <b>Preis</b> Berichts-Kennblatt 06/2000	19.	20.

Report Cover Sheet

1. <b>Report No.</b> UBA-FB	2.	3.
4. <b>Report Title</b> The arthropods of grassy field margins (off crop) and the consequences for impact assessment of pesticides on terrestrial ecosystems		
5. <b>Autor(s)</b> , Family Name(s), First Name(s) Roß-Nickoll M., Lennartz G., Fürste A., Mause R., Ottermanns R., Schäfer S., Smolis M., Theißen B., Toschki A., Ratte H.T.		8. <b>Report Date</b> 31.10.2003
6. <b>Performing Organisation</b> (Name, Address) Lehrstuhl für Biologie V, RWTH Aachen Worringerweg 1, 52056 Aachen Büro für Vegetationskunde, Tier- & Landschaftsökologie pro terra, Nizzaallee 15, 52072 Aachen		9. <b>Publication Date</b> Februar 2004
7. <b>Funding Agency</b> (Name, Address) Umweltbundesamt (Federal Environmental Agency) Postfach 33 00 22, 14191 Berlin		10. <b>UFOPLAN-Ref. No.</b> 200 63 403
		11. <b>No. of Pages</b> 148
		12. <b>No. of Reference</b> 199
		13. <b>No. of Tables, Diagrams</b> 30
		14. <b>No. of Figures</b> 24
15. Supplementary Notes		
<p>16. <b>Abstract</b></p> <p><b>Target:</b> The R &amp; D project focused on recording and classifying the biocoenosis of grassy field margins (off crop) in agricultural landscapes. The main objective of this biocoenological investigation was to identify species with a high significance on biocoenosis (e.g. key species) and species which indicate a damage of the community by their lack of presence or by their unusually high dominance, respectively. Depending on these results, those test species were examined which are currently used in the execution of the pesticides law and the respective EU directive, in order to show whether these are suitable as surrogate species of the analyzed biocoenosis.</p> <p><b>Research method:</b> The “ruderalized tall oat grass meadow” was chosen as research unit due to its dominant vegetation type of grassy and hardly track-charged off crops in agricultural landscapes. The investigation comprised a total of 72 recorded sites in three different natural areas of Germany. Besides vegetation also animal groups such as Collembola, Carabidae, Araneae, Coccinellidae, Saltatoria, Syrphidae and Hymenoptera were recorded on each site as well as prevailing environmental factors.</p> <p><b>Results of the biocoenological classification:</b> 823 plant and animal species were recorded on the chosen fields. On the basis of a qualitative-ecological evaluation method, 25 distinct groups of species were identified which helped to divide the “tall oat grass meadows” into two major variants and the “ruderalized tall oat grass meadows” into 15 variants. In order to differentiate the biocoenosis properly, essential factors such as mowing, pH-value, calcium content, soil type, soil humidity, continentality as well as the structures variety were determined for correlation with the identified groups. Besides the qualitative-ecological method also a mathematical-statistical evaluation (CA, CCA) method was performed. The results of both methods were identical to a large extent. However, the qualitative-ecological evaluation method has the advantage that concrete “bio-indication species” are identified.</p> <p><b>Consequences for ecotoxicity testing:</b> The environmental variety of the investigated biocoenosis made a more detailed assessment necessary. The “ruderalized tall oat grass meadow” in an agricultural landscape tends to develop grassy stands of dominance. This structural change of biocoenosis will lead in an indirect way to a damage in the flower-visiting arthropods, e.g. due to a loss of dicotyledonous plants. It can't be ruled out with certainty in agricultural landscapes that the stands of dominance will increase and the biocoenosis is continuously changed by the use of pesticides as an additive stress factor. Currently used ecotoxicity test methods make use of some typical and representative species of the “ruderalized tall oat grass meadow” community of off crops. But the biodiversity of the biocoenosis was found to be not represented by the test species in a sufficient way. Among the main test species are pioneer species with a high recovery potential(e.g. Aphidius), which play a marginal role in biocoenosis of grassy field margins. Such pioneer species appear not to be suitable for representing a biocoenosis which is subject to a more stable competitive relationship.</p>		
17. <b>Keywords</b> Biocoenosis, agricultural landscape, arthropods, biological site classification, ecotopes, pesticide registration		
18. <b>Price</b>	19.	20.

**Inhaltsverzeichnis:**

1.	Einleitung.....	5
1.1	Kurzbeschreibung des FE-Vorhabens.....	5
1.2	Theoretischer und konzeptioneller Hintergrund.....	5
1.3	Notwendigkeit.....	8
1.4	Ziel des Vorhabens.....	10
1.5	Vorbemerkung zur Zuordnung und ökologischen Stellung der Glatthaferwiesen	11
2.	Untersuchungsgebiet.....	15
2.1	Lage der Untersuchungsflächen.....	15
2.1.1	Jülicher Börde.....	15
2.1.2	Leipziger Tieflandsbucht.....	16
2.1.3	Raum Mainfranken.....	16
2.2	Geologie und Boden.....	17
2.2.1	Jülicher Börde.....	17
2.2.2	Leipziger Tieflandsbucht.....	18
2.2.3	Raum Mainfranken.....	18
2.3	Klima.....	19
2.3.1	Allgemein.....	19
2.3.2	Witterungsbedingungen in den Untersuchungsjahren.....	19
2.4	Potentielle natürliche Vegetation.....	23
3.	Methode.....	24
3.1	Übersicht der methodischen Vorgehensweise.....	24
3.2	Datenerhebung.....	25
3.2.1	Auswahl der Nichtzielflächen (Untersuchungseinheit).....	25
3.2.2	Auswahl der Agrargebiete und der Untersuchungsflächen.....	26
3.2.3	Erfassung der Flora und Vegetation.....	28
3.2.4	Auswahl und Erfassung der Fauna.....	29
3.2.4.1	Erfassung der Nichtzielorganismen im Boden (Collembolen).....	29
3.2.4.2	Erfassung epigäischer Räuber (Carabidae, Araneae).....	30
3.2.4.3	Erfassung der Saltatoria und Coccinellidae.....	30
3.2.4.4	Erfassung der Blütenbesucher-Gemeinschaft (Syrphidae, Hymenoptera).....	31
3.2.5	Standortökologische Bestandsaufnahme (Bodenparameter).....	32
3.2.5.1	Allgemeine Kenngrößen.....	32
3.2.5.2	Bodenkennwerte (Laboranalysen).....	33
3.2.6	Zeitrahmen der Datenerhebung.....	34
3.3	Datenauswertung.....	35
3.3.1	Anlage der Datenbanken und Tabellen.....	35
3.3.2	Qualitativ-ökologische Auswertungsmethodik.....	36
3.3.2.1	Das Prinzip der Vorgehensweise.....	37
3.3.2.2	Definition der Biozönose und Gliederungssystem.....	39
3.3.2.3	Auswertung standortökologischer Faktoren.....	42
3.3.3	Mathematisch-Statistische Auswertungsmethodik.....	43
3.3.3.1	Auswahl der Gruppen für mathematisch statistische Analyse und Behandlung der Daten.....	43
3.3.3.2	Von der Artenliste zur Kreuztabelle (search for block structures).....	43
3.3.3.3	Two-way-weighted averaging.....	45
3.3.3.4	Korrespondenzanalyse (Correspondence Analysis, CA).....	49
3.3.3.5	Kanonische Korrespondenzanalyse (CCA).....	51

4.	Ergebnisse und Diskussion .....	53
4.1	Flora und Fauna.....	53
4.1.1	Arten und Individuenzahl.....	53
4.1.2	Repräsentanz (= Stetigkeit) der Arten in den Nichtzielflächen .....	54
4.2	Biozönose (Integrative Klassifikation) .....	58
4.2.1	Grundarten-Gruppen und Begleiter.....	62
4.2.1.1	Kennarten der Vegetationskunde .....	63
4.2.1.2	Zeiger für Ruderalisierung (= Trennarten der ruderalen Glatthaferwiesen von den typischen Glatthaferwiesen) .....	66
4.2.1.3	Schwerpunktarten (zoologische Artengruppen).....	69
4.2.1.4	Artengruppen des mesophilen Grünlandes (zoologische Gruppen).....	71
4.2.1.5	Artengruppen des mageren Grünlandes (zoologische Gruppen) .....	74
4.2.1.6	Zeiger des Blütenangebotes (Blütenbesucher-Gemeinschaft) .....	75
4.2.1.7	Begleiter .....	78
4.2.1.8	Zusammenfassender Vergleich und standortökologische Einordnung ..	80
4.2.2	Differentialartengruppen (Standortvarianten).....	81
4.2.2.1	Differenzierende Artengruppen zum Basen-Kalkgehalt und Bodenart ..	81
4.2.2.2	Differenzierende Artengruppen zum Nährstoffgehalt und zur Bodenfeuchte.....	90
4.2.2.3	Differenzierende Artengruppen zur Struktur .....	94
4.2.2.4	Differenzierende Artengruppen zur geographischen Lage .....	97
4.2.3	Resultierende Biozönosen der Glatthaferwiesen und der ruderalen Glatthaferwiesen.....	98
4.3	Mathematisch statistische Auswertung.....	101
4.3.1	Korrespondenzanalysen .....	101
4.3.2	Kanonische Korrespondenzanalysen .....	107
5.	Gesamtbetrachtung.....	115
5.1	Auswahl der untersuchten Gruppen .....	115
5.2	Methodisch bedingte Vollständigkeit der Biozönose und Aussagemöglichkeiten für die Gesamtzönose .....	115
5.3	Bedeutung der Standortfaktoren für die verschiedenen taxonomischen Gruppen der Biozönose .....	116
5.4	Vergleich der Auswertungsmethoden .....	117
5.5	Übertragbarkeit der biozönotischen Ergebnisse auf die Agrarlandschaft.....	118
5.6	Störungen in der Agrarlandschaft und Entwicklung der grasigen Feldraine .....	120
5.7	Entwicklung einer zönotischen Sollwert-Vorstellung (Leitbild) für grasige Feldraine.....	122
6.	Ableitungen für die ökotoxikologische Prüfung von Pflanzenschutzmitteln und die Risikobewertung.....	125
6.1	Die Testspezies und ihre Relevanz für die Biozönose .....	125
6.1.1	Sind die derzeitigen Testspezies repräsentative Stellvertreter für die Arthropoden in grasigen Feldrainen?.....	125
6.1.2	Bedeutung der Testarten für die Funktionalität der Biozönose .....	127
6.1.3	Autökologie der Testarten und ihre Bedeutung für die Gesamtzönose .....	129
6.2	Testanforderungen die sich aus der Biozönosestruktur ergeben.....	132
6.2.1	Relevante Arten zur Entwicklung von einfachen Testsystemen.....	132
6.2.2	Aspekte zur Entwicklung von höherwertigen Testsystemen .....	134
7.	Literatur:.....	137

## 1. Einleitung

### 1.1 *Kurzbeschreibung des FE-Vorhabens*

Die im Rahmen des Zulassungsverfahrens für Pflanzenschutzmittel nach Pflanzenschutzgesetz und EU-Wirkstoffprüfung gemäß Richtlinie 91/414/EWG eingesetzten Testspezies und Prüfverfahren sollen auf ihre Relevanz für eine Bewertung von Auswirkungen auf Ökosysteme und ihre Biozönosen überprüft werden. Hierzu sollen typische Biozönosen terrestrischer Ökosysteme, die in landwirtschaftlich genutzten Gebieten liegen und direkt an Anbauflächen grenzen, biozöologisch erfasst und beschrieben werden. Auf der Basis der biozöologischen Ergebnisse wurde ein Datensatz erarbeitet, mit dessen Hilfe Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf Arthropoden prospektiv bewertet werden können und eine Konkretisierung im Hinblick auf die Gestaltung so genannter höherwertiger Prüfverfahren (Anhang VI der EU-Richtlinie 91/414/EWG) vorgenommen werden kann.

### 1.2 *Theoretischer und konzeptioneller Hintergrund*

In der Ökotoxikologie wird die Frage nach der Beurteilung der "ökosystemaren Gesundheit" (ecosystem health) immer dringlicher gestellt (NIENHUIS & LEUVEN 1997). Eine solche Beurteilung muss synökologischen Charakter haben, da die meisten autökologischen Systeme nicht oder nur beschränkt in der Lage sind, Aussagen über Veränderungen von Ökosystemen zu liefern (FORMIN & ARNDT 1996). Demzufolge besteht in der Ökotoxikologie ein Dilemma zwischen der legislativ-administrativen Prüfökotoxikologie und den wissenschaftlichen Ansprüchen für einen Schutz der Ökosysteme, d.h. die rein empirisch gewonnen Testergebnisse werden ohne belastbare wissenschaftliche Begründungen auf die unterschiedlichsten, komplexen Freilandsituationen übertragen (BRECKLING et al. 1992, MATHES 1997, SCHÄFERS & KLEIN 1999, FRÄNZLE 1999).

Unter diesem Gesichtspunkt müssen auch die gemäß internationaler Vereinbarungen als Standard-Prüforganismen (vgl. BARETT et al. 1994) ausgewählter Arten kritisch beurteilt werden, da unklar bleibt, inwiefern den geprüften Arten eine Relevanz zur Bewertung von Auswirkungen auf Ökosysteme und Biozönosen (insbesondere auf die Arthropodenfauna) zukommt (SCHULTE et al. 1999).

Dies bedeutet in forschungslogischer Hinsicht, dass die Ökotoxikologie am besten im Zusammenhang mit einer umfassenden vergleichenden Ökosystem- und Biozönoseforschung eine Ziel gerichtete Förderung und eine wissenschaftliche Überprüfung erfahren kann. Aufgrund der Komplexität der Ökosysteme, der dadurch sehr aufwendigen Erfassung der sie bestimmenden Parameter sowie den unterschiedlichen wissenschaftlichen Vorstellungen,

diese Komplexität aufzuschlüsseln (vgl. u.a. WHITTAKER 1962, BRECKLING et al. 1992, LENNARTZ & ROß-NICKOLL 1999), stellt sich die Frage nach einem geeigneten synökologischen Indikator. Dieser Indikator muss möglichst einfach festzustellen und nachvollziehbar, wesentlich für das System und hinreichend empfindlich gegenüber Stressoren (u.a. Pflanzenschutzmitteln) sein. Da die charakteristische Artkombination einer Organismengemeinschaft (Biozönose) als Ausdruck aller exogener und endogener Faktoren aufgefasst werden kann und räumliche, zeitliche und strukturelle Aspekte in sich birgt (vgl. u.a. BRAUN-BLANQUET 1921, 1964), entspricht nach der Auffassung einiger Autoren die "typische Biozönose" und deren Veränderung den genannten Kriterien (vgl. ELLENBERG 1983, MATHES 1992, FRÄNZLE 1999). Bis heute ist aber eine systematisch angelegte Biozönologie, wenn überhaupt, nur in Ansätzen erkennbar (WILMANN 1987). Ursache hierfür sind vor allem die unterschiedlichen Auffassungen und Methoden, die für die Systematisierung der Biozönosen (d.h. Vegetationseinheiten, Arthropodengemeinschaften, Standortökologie) genutzt werden (KRATOCHWIL 1987 und 1991, BLAB 1993, GLAVAC 1996). Auf die Vereinheitlichung der unterschiedlichen Methoden als Grundlage für die Typisierung von Lebensgemeinschaften zielt der biozöologisch-soziologische Klassifikationsansatz (ROß-NICKOLL 2000, LENNARTZ 2003). Die konkrete Vorstellung über die "typische Artgemeinschaft" und deren Variabilität bildet die unabdingbare Basis für die Bewertung der Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf terrestrische Arthropoden als integraler Bestandteil der Biozönose. Es ergeben sich zudem "Vielartensysteme", wodurch die Relevanz der Standard-Prüforganismen im betrachteten System deutlich wird. Darüber hinaus lassen sich möglicherweise empfindlichere, systemspezifische Arten identifizieren (vgl. LENNARTZ & ROß-NICKOLL 1999).

Im Bereich der Bodenbiologie ist in den letzten Jahren ein Ansatz gefunden worden, der versucht, die Lebensraumfunktion des Bodens über die Bodenbiozönose zu klassifizieren (RUF et al. 2003).

Die Frage nach dem Zustand der Biozönosen stellt sich in der aquatischen Ökotoxikologie unter anderem am Beispiel der Makroinvertebratenfauna kleiner Fließgewässer aus dem landwirtschaftlichen Raum, wozu bereits mit eingehenden Untersuchungen begonnen worden ist (z.B. WRIGHT et al. 1993, 1997; LIESS & SCHULZ 1995; MOSS et al. 1996; SCHULZ 1997, 1998; SCHULZ et al. 1998). Diese Gewässer sind – ebenso wie die den landwirtschaftlich genutzten Kulturflächen benachbarten terrestrischen Ökosysteme – einer zeitweilig hohen Belastung ausgesetzt. Verschiedene anthropogene Einflüsse können die Struktur und Funktion der Lebensgemeinschaften beeinträchtigen. Hierzu zählen neben Pflege und Nutzung der

Gewässer sowohl diffuse Fremdstoffeinträge aus dem landwirtschaftlichen Raum als auch Punktquellen Wasser gefährdender Stoffe.

Wenn bis dato auch hier ein funktionsfähiger Ansatz, Biozönosen kleiner Fließgewässer in der Gesamtheit ihrer Reaktion auf Belastungsgrößen zu erfassen und zu klassifizieren, fehlt, so gibt es zumindest für Teilbereiche Anfänge einer solchen Klassifikation der Biozönosen und der Gewässerfaktoren. Sie werden hier erwähnt, weil möglicherweise Konzepte und Herangehensweisen auch für terrestrische Systeme harmonisiert werden können. Insbesondere sind hier auch verschiedene Verfahren zu nennen, die eine statistische Bearbeitung der Biozönose anstreben: z.B. Clusteranalysen und Korrespondenzanalysen.

In Deutschland gibt es unabhängig voneinander mit dem Saprobiensystem, der chemischen Güte, der Strukturgüte und anderer Indikationssysteme (z. B. Trophieklassifizierung, Säureindikation) verschiedene Systeme der Gewässerbewertung. Fernziel ist auch hier eine integrierte Gewässerbewertung (BÖHMER & KAPPUS 1996; UBA 1999, EU WRRL).

Im Laufe der Zeit hat sich für aquatische Systeme eine Vielfalt nationaler Verfahren zur Klassifizierung der Gewässerqualität entwickelt. Als wichtige Beispiele so genannter biotischer Verfahren, die auf der Grundlage des Makrozoobenthos Gewässer bewerten, nennt das Landesumweltamt NRW (1995): das RIVPACS, das Verfahren der Biological Monitoring Working Party (BMWP) und den Belgian Biotic Index (BBI). Daneben gibt es verschiedene saprobielle Verfahren.

Unter RIVPACS versteht man das im angelsächsischen Raum verbreitete River InVertebrate Prediction And Classification System (WRIGHT et al. 1993). Seit einigen Jahren gibt es Bemühungen, das RIVPACS-Konzept in Deutschland anzuwenden und auf die örtlichen Gegebenheiten zu adaptieren. Es geht von einem System biologisch klassifizierter, nicht belasteter Gewässerabschnitte aus, deren Makroinvertebraten-Gemeinschaften und die sie begleitenden Habitatkennwerte als Referenz für eine Belastungsabschätzung anderer Gewässer dienen. Die Gewässer werden mit einem so genannten Ecological Quality Index (EQI), der das Verhältnis von vorausgesagten zu nachgewiesenen Taxa beschreibt, in Güteklassen eingeteilt. Das Verfahren der Biological Monitoring Working Party (BMWP) gehört zu den älteren Methoden und stellt eine Indikatorbewertung auf der taxonomischen Ebene der Familie dar. Es ist somit nicht so genau wie speziesbezogene Ansätze. Das Verfahren, normiert auf den sogenannten Average Score Per Taxon (ASPT), findet modifiziert Anwendung in Spanien. Ein ähnliches Verfahren auf Artebene stellt der Chandler's Biotic Score (CBS) dar. Der Belgian Biotic Index (BBI) bewertet nicht die Gesamtheit der Zoozönose, sondern eine Probe auf der Basis des Vorhandenseins der sensibelsten Gruppen gegenüber organischen Belastungen. Das Ver-

fahren verwendet verschiedene taxonomische Ebenen (ähnlich dem Indice Biologique Global Normalisé (IBGN). Daneben gibt es verschiedene saprobielle Verfahren, z.B. Saprobienindex nach Kolkowitz und Marsson (DIN 1990), die den monofaktoriellen Bewertungsverfahren zuzuordnen sind.

Im Hinblick auf eine konsistente, wissenschaftliche fundierte Beurteilung der Belastung von Biozöosen überhaupt ist es an der Zeit, Methoden und Konzepte der aquatischen und terrestrischen Biozönotik zu validieren und zu harmonisieren.

### **1.3 Notwendigkeit**

Nach §1 Abs. 4 des Pflanzenschutzgesetzes (PflSchG 1998) sind "Gefahren abzuwenden, die durch Anwendung von Pflanzenschutzmitteln .... u.a. für den Naturhaushalt entstehen können". Im Sinne des Gesetzes wird der Naturhaushalt durch seine Bestandteile (Boden, Wasser, Luft, Tier- und Pflanzenarten) und dem Wirkgefüge zwischen den Bestandteilen definiert (§3 Abs. 6 PflSchG). Hieraus ergibt sich eindeutig die gesetzliche Notwendigkeit, bei der Zulassung von Pflanzenschutzmitteln ökosystemar orientierte Bewertungsaspekte zu berücksichtigen.

Eine kritische Sicht der heute gebräuchlichen Testverfahren ergibt ein Bild, das von einigen Mängeln oder Lücken geprägt ist, denn die Wirkungen werden lediglich für Einzelstoffe und größtenteils auf dem Prüfniveau von einzelnen Spezies studiert (vgl. EU-Richtlinie 91/414/EWG, Anhänge II und III). Die verwendeten Testspezies wurden größtenteils nach so genannten „pragmatischen“ Kriterien ausgewählt. Ob es sich hierbei wirklich um eine sachgerechte Auswahl im Sinne der Bedeutung einer Art für die Struktur (und damit die Funktion) des Zielökosystems Nichtzielfläche handelt, wird fast nie überprüft. Selbst von den Biozöosen der zu schützenden Zielökosysteme und deren mögliche Beeinflussung durch Pflanzenschutzmittel wird kaum Kenntnis genommen - oft sind diese auch weitgehend unbekannt.

Die sich daraus ergebenden Probleme bei der Extrapolation der in den Standard Testverfahren gewonnenen Ergebnisse auf die Freilandsituation sind in der Literatur hinreichend beschrieben und kritisiert (BRECKLING et al. 1991, FORMIN & ARNDT 1996, MATHES 1997, MATHES 1999, SCHÄFERS & KLEIN 1999, FRÄNZLE 1999, SCHULTE et al. 1999).

Selbst in den Fällen, wo ökotoxikologische Tests mit Mikro- und Mesokosmen durchgeführt werden, bestehen noch erhebliche Extrapolationsprobleme, denn wenn – wie im aquatischen Bereich – Effekte auf gesamte Lebensgemeinschaften analysiert werden, so handelt es sich bei diesen durchweg um Ansammlungen von schnell wachsenden Populationen kleiner Organismen mit hohem Recovery-Potenzial (so genannte r-Strategen). Auch bei Feldstudien im terrestrischen Bereich liegt das Augenmerk meist auf ausgewählten ökosystemaren Funktio-

nen: Es werden zum Beispiel Regenwurmpopulationen als Indikatoren für die Bodenfruchtbarkeit untersucht oder Streubeutel vergraben, um die Abbaukapazität der Bodenmikroflora und -fauna zu testen. Diese Untersuchungen werden dem im PflSchG erwähnten Wirkgefüge in seiner Gänze kaum gerecht und nach wie vor bestehen große Unsicherheiten über die Protektivität der Herangehensweisen. Selbst wenn diese Unsicherheiten heute im Rahmen des Probabilistic Risk Assessment besser quantifiziert werden können, verkörpern sie dennoch das Nicht-Wissen über Eigenschaften und Reaktionen natürlicher Systeme.

Wie kann dieser Zustand verbessert werden und die Risikoanalyse in Richtung auf eine zunehmend ökosystemare Ausrichtung entwickelt werden? Ein erster Schritt hierzu muss sein, das Schutzgut genau zu kennen und beschreiben zu können. Dies war ein Hauptanliegen des vorliegenden Projekts, in dem Biozönosen aus Nichtzielflächen nach dem heutigen Stand der ökologischen Wissenschaft analysiert und beschrieben wurden. Ein wichtiges Resultat dieser Analyse war es, Arten zu identifizieren, welche eine besondere Bedeutung für den Strukturtyp der Biozönose haben - mit anderen Worten, Arten, die z. B. durch ihr Fehlen oder ihre ungewöhnliche Dominanz einen anderen Biozönosetyp oder eine Störung indizieren können. Befunde hierzu und Vorschläge finden sich in Kapitel 4.2, 5 und 6.

Genauere Kenntnisse der zu schützenden Biozönosen und der im obigen Sinne bedeutsamen Spezies bilden erst die theoretische Voraussetzung dafür, dass geeignete Testspezies selektiert werden können und dass überhaupt eine Chance besteht, Hinweise auf Pflanzenschutzmitteleffekte im Freiland zu finden bzw. eine hohe Wahrscheinlichkeit hierfür abschätzen zu können. Somit ergibt sich durch eine Datenbasis, wie sie in diesem Projekt (zwar zunächst nur für bestimmte Arrhenathereten) erarbeitet wurde, erst das theoretische Fundament für eine fundierte prospektive wie retrospektive Risikoanalyse.

Wenn auch im Rahmen der prospektiven Risikoanalyse eher allgemein der Schutz von biologischen Systemen überhaupt im Mittelpunkt steht, so ist es dennoch von großer Bedeutung die bislang verwendeten Testspezies dahingehend zu überprüfen, ob sie die Zielbiozönose repräsentieren können oder als Surrogatspezies für die oben genannten Biozönose-relevanten Spezies geeignet sind.

Diese Überprüfung war nicht primäres Ziel im vorliegenden Projekt, sollte aber als nächster Schritt hin zu einer fundierten prospektiven Risikoanalyse unternommen werden. Möglicherweise werden sich hierdurch bereits verwendete Testspezies als sinnvoll erweisen oder weitere/andere Spezies als vorrangig zu Testen herausstellen. Die Gewissheit hierüber kann jedoch nur dadurch erlangt werden, dass Sensitivitätsvergleiche zwischen bestehenden Testspezies und den Indikatorspezies im obigen Sinne durchgeführt werden. Eine derartige Unter-

suchung, die natürlich für alle zu schützenden gefährdeten Biozönosetypen durchzuführen wäre, würde einen wichtigen Schritt zur Validierung der prospektiven Risikoanalyse darstellen.

Auch wenn die oben angeführten Untersuchungen zu einer theoretisch fundierten Validierung der prospektiven Risikoanalyse beitragen werden, liefert diese jedoch nicht die volle Gewissheit über die wirkliche Gefährdung von Freilandbiozönosen, denn sie fußt auf dem Einzelstoff- (Einzelstress-)Ansatz. Im Freiland wirken in der Regel mehrere Pflanzenschutzmittel zusammen und deren Wirkungen auf Populationen sind abhängig von einer a priori unbekannt Anzahl von biotischen und abiotischen Einflussfaktoren.

Eine generelle Überprüfung der Schutzwirkung von prospektiven Risikoanalysen und auferlegten Risikoverminderungsmaßnahmen kann am besten dadurch bewerkstelligt werden, dass eine gezielte Analyse (Monitoring) der betroffenen Biozönosen durchgeführt wird. Diese wird nur dann Erfolge zeitigen können, wenn sie mit der genügenden Tiefenschärfe durchgeführt wird. Die Herangehensweise im vorliegenden Fall soll hierfür ein Beispiel sein. Mit ihr können deutliche Hinweise aufgezeigt werden, dass neben eutrophierenden Effekten durch Landwirtschaft auch Pflanzenschutzmitteleffekte in Betracht gezogen werden müssen (vgl. Kapitel 4,2 und 5).

#### **1.4 Ziel des Vorhabens**

In dem Forschungsvorhaben sollen terrestrische Biozönosen, welche direkt an landwirtschaftliche genutzte Gebiete (Nichtzielflächen) angrenzen, erfasst und beschrieben werden. Hierzu wurden Flächen aus drei verschiedenen Regionen Deutschlands mit unterschiedlichen geochemischen und klimatischen Gegebenheiten herangezogen. Aus diesen Biozönosen wurden repräsentative Arten identifiziert, die aufgrund ihrer Bedeutung für die Struktur der Ökosysteme, insbesondere im Hinblick auf die Integrität der Arten als repräsentativ für das jeweilige System angesehen werden können. Hieraus wurde ein Grunddatensatz abgeleitet, der für die Entwicklung ökotoxokologischer Ein- und Mehrartentests zur prospektiven Bewertung der Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf Arthropoden genutzt werden kann, so dass auch hier der Aspekt der Repräsentativität gelten kann. Hierdurch wurden die Grundsätze aus Anhang VI der Richtlinie 91/414/EWG hinsichtlich der Gestaltung höherwertiger Prüfverfahren zur Risikobewertung konkretisiert.

### **1.5 Vorbemerkung zur Zuordnung und ökologischen Stellung der Glatthaferwiesen**

Die untersuchten Flächen sind vegetationskundlich den halbnatürlichen Wiesengesellschaften des *Arrhenatherion*-Verbandes (Glatthafer-Wiesen) zuzuordnen, die sich im allgemeinen als Ersatzgesellschaften von *Fagetalia*-Wäldern (Buchen-Wäldern) unter permanenter menschlicher Pflege eingebürgert haben. In der natürlichen Waldvegetation gibt es nur wenige Arten, die in den Fettwiesen auftreten<sup>1</sup>. Die typische Artenkombination der Glatthafer-Wiesen ist als Resultat der natürlichen Vergesellschaftung von überwiegend wild wachsenden Arten an Standorten zu verstehen, die einer zielbewussten Bewirtschaftung (Wiesenwirtschaft) unterzogen wurden. Manche Arten der Glatthafer-Wiesen sind zudem wahrscheinlich aus den südost-europäischen Wiesensteppen eingewandert. Abhängig von der Art und Weise der Bewirtschaftung ändert sich die Artenkombination auch zeitlich und räumlich. In den *Arrhenatherion*-Wiesen entstehen außerdem lokale oder regionale Artenpopulationen oder Ökotypen, die diese junge Historie des Zusammenwirkens des Menschen mit der Natur widerspiegeln (vgl. NEUHÄUSEL 1985).

Aufgrund der Abhängigkeit der sekundär entstandenen (=halbnatürlichen) *Arrhenatherion*-Gesellschaften von dauernder menschlicher Tätigkeit, ergeben sich beim Aufhören der Bewirtschaftung nachhaltige Folgen: Die sich selbst überlassene Wiesen verlieren ihre selbstregulierende Fähigkeit und ihren Zustand des dynamischen Gleichgewichtes.

Diese Veränderung äußert sich in einer Verschiebung der Bestandsstruktur und der Artenkombination, wobei zwei dynamische Prozesse allgemein festzustellen sind: die Verbuschung und die Verstaudung.

Die Verstaudung der Glatthafer-Wiesen wird als "Ruderalisierung" bezeichnet, da in erster Linie Arten aus der Gruppe der *Artemisietea* (Beifuß-Schuttgesellschaften, Ruderalgesellschaften), z.T. auch von Saumarten des *Trifolion medii* und/oder der wärmeliebenden Ruderalgesellschaften (*Dauco-Melilotion*) in die Wiesen eindringen (vgl. GLAVAC 1996). Der Bestandsaufbau der ruderalen Glatthafer-Wiesen (*Artemisia vulgaris*-*Arrhenatheretum*-Gesellschaft, Synonyme: *Tanaceto-Arrhenatheretum*, *Urtica dioica*-*Arrhenatheretum elatius*-Ges) ähnelt demjenigen der Glatthaferwiesen. Je nach Häufigkeit der Mahd pendeln die wiesenartigen Bestände einmal mehr in Richtung einer typischen Glatthafer-Wiese, einmal stärker in Richtung der Ruderalgesellschaften (vgl. NEUHÄUSEL 1985, FISCHER 1985, STOTTELE & SCHMIDT 1988, BRANDES 1988, MUCINA et al. 1993, DIERSCHKE 1996.)

---

<sup>1</sup> in den primären Ersatzgesellschaften (z.B. Heiden, Borstgrasrasen etc.) finden sich i.d.R. viele Arten der entsprechenden pot. nat. Vegetation (=standortgerechte Waldgesellschaft)

Vegetationskundlich sind die Glatthafer-Wiesen und verwandte Gesellschaften, d.h. inklusive der ruderalen Glatthafer-Wiesen umfangreich aufgenommen und analysiert worden. Erste Beschreibungen des *Arrhenatherion elatioris* gehen auf KOCH (1926) zurück, KNAPP (1946) und KNAPP & KNAPP (1954) beschrieben schon sehr früh die ruderalen Glatthafer-Wiesen als eine Untereinheit der *Arrhenatheretum*-Gesellschaften. In der Literatur wird die typische Tal-Glatthafer-Wiese sehr weit gefasst und eine Vielzahl an Untereinheiten sind aufgestellt worden, die aufgrund des umfangreichen Datenmaterials als gesicherte Typen eingestuft werden können (vgl. u.a. FOERSTER 1983). Dagegen ist die Bearbeitung der ruderalen Glatthaferwiesen nicht abgeschlossen. Die überwiegend streifenförmig ausgebildeten ruderalen Wiesen finden sich hauptsächlich im Siedlungsbereich, an Straßenanlagen, auf Industriegeländen und innerhalb der Agrarlandschaften. Es handelt sich um gestörte Standorte, welche durch Betritt, Befahren, Immissionen (u.a. Pestizideinsatz an Straßen), Aushubmaterial etc. geprägt wurden (vgl. MUCINA et al. 1993). Die standortökologische Inhomogenität erschwert die systematische Erfassung dieser Pflanzengesellschaft, die sich in den letzten Dekaden entlang von Straßen stark ausbreiten konnte. Ansätze einer systematischen Gliederung liefern u.a. FISCHER (1985) und BRANDES (1988).

Eine synoptische Betrachtung des *Arrhenatherion elatioris* und verwandte Gesellschaften (Datenbasis: 3825 Vegetationsaufnahmen) liefert DIERSCHKE (1996), an denen sich die ökologische Einstufung der Pflanzenarten in der vorliegenden Studie hauptsächlich orientiert. Eine kurze Übersicht zu Tieren an Straßenränder gibt SAYER (1992).

### ***Allgemeine Verbreitung der Glatthafer-Wiesen und deren Vorkommen in Agrargebieten***

Der Glatthafer ist ein subatlantisches bis submediterranes Florenelement, das in Europa und Nordafrika, mit Ausnahme der arktischen Gebiete, bis zum Ural und bis zum Kaukasus verbreitet ist. Der natürliche Wuchsort des Glatthafers sind die Gebirgsschutthalden Südwesteuropas. Als Futtergras in Frankreich (= das „französische“ Raygras) gezüchtet wurde die Kulturform erst in jüngerer Zeit in Mitteleuropa eingeführt. Durch Einsaat konnte sich der Glatthafer rasch ausbreiten und sich dadurch vielfach einbürgern. *Arrhenatherum elatius* ist heute in allen ozeanisch-temperaten Zonen weltweit verbreitet.

Ähnlich dem Glatthafer finden sich die Glatthafer-Wiesen, ausstrahlend auf weite Bereiche Europas, in ganz Mitteleuropa. Der Schwerpunkt der Glatthafer-Wiesen liegt in Südwestdeutschland und im angrenzenden Schweizer Mittelland. Den kontinentalen Teilen Mittel- und Osteuropas fehlen typische Glatthafer-Wiesen, ebenso den trocken-warmen Beckenlandschaften. Im küstennahen Norddeutschland erreicht das *Arrhenatheretum* seine Nordgrenze (vgl. ELLENBERG 1986, MUCINA et al. 1993, DIERSCHKE 1996, SEBALD et al. 1998).

Ruderales Glatthafer-Wiesen werden als relativ alte Erscheinungen in der Kulturlandschaft eingestuft, die im planaren bis submontanen Bereich weit verbreitet sind. Im Norden bilden sie teilweise sogar die am besten ausgeprägten *Arrhenatherion*-Bestände. (vgl. BRANDES 1988, DIERSCHKE 1996). Nach BRANDES (1988) bedecken solche Bestände mindestens 1% der Fläche der Bundesrepublik.

In den Agrargebieten spielen die ruderalen Glatthaferwiesen eine wesentliche Rolle und sind nach eigener Erfahrung oftmals neben landwirtschaftlich genutzten Flächen als die einzige Vegetationseinheit auszumachen. Nach DIERSCHKE (1996) besitzen vor allem die reichhaltigen blühenden Bestände selbst in den sonst eintönigen Agrarlandschaften eine starke belebende Wirkung. Dies trifft vor allem für die intensiv genutzten und daher strukturarmen Agrargebiete zu. Alleine der Begriff "Raine" verdeutlicht die Bedeutung der ruderalen Glatthaferwiesen in den Agrargebieten, den im Sinne von TISCHLER (1980) kommen "Raine" in ihrer typischen Ausprägung ohne Gehölze vor und weisen Graslandcharakter auf. Diese strukturelle Beschreibung sagt wenig über die Vegetationseinheit aus, aber bei den "Gras- und Krautrainen" (vgl. KAULE 1991) kann es sich überwiegend (Ausnahme: Trittrassen) nur um die Vegetationseinheit "ruderales Glatthaferwiese" handeln. Diese Vegetationseinheit zeigt je nach Pflegeintensität, wie bereits angemerkt, Übergänge zur Glatthaferwiese als auch zu den von Hochstauden dominierten Ruderalgesellschaften, aber grundsätzlich ist der "Kern der Raine" der *Artemisia vulgaris-Arrhenatherum elatius*-Gesellschaft zuzuordnen. Dies belegen u.a. die botanischen Beschreibungen von Rainen in der Nähe von Bonn (SSYMANK 2001) oder aus dem mittleren Hessen (LINK & HARRACH 1998).

Unterstützt wird diese Einschätzung durch Untersuchungen im überwiegend ackerbaulich genutzten Naturraum "nördliches Tertiärhügelland", eine Hügellandschaft etwa 50 km nördlich von München (vgl. LAUBMANN 1998). In dieser typischen Agrarlandschaft auf Löss mit kiesig-sandig-lehmigem Molasseuntergrund bilden die Raine "oft den einzigen unbewirtschafteten Biotoptyp" (LAUBMANN 1998). Als Raine werden auch in dieser Arbeit alle ungenutzten, überwiegend grasigen oder krautigen Saumstrukturen definiert, die nach den botanischen Angaben von LAUBMANN (1998) auch vegetationskundlich als ruderales Glatthaferwiesen einzustufen sind. Als Grundtypen werden in der Arbeit von LAUBMANN (1998) ebene Raine (oftmals nur 1m breit) und Stufenraine (= mehrere Meter breite Böschungen) unterschieden.

Tab. 1-1: Flächenanteile der verschiedenen Biotoptypen in 6 überwiegend ackerbaulich genutzten Teilgebieten (1-6) des "nördlichen Tertiärhügellandes". 5 und 6 sind Teilbereiche des Versuchsgutes Scheyen (bewirtschaftet nach den Prinzipien des Ökologischen Landbaus und des Integrierten Pflanzenbaus) (unverändert nach LAUBMANN 1998)

	1	2	3	4	5	6
Gesamtfläche (ha)	34,2	75,6	13,2	35,3	41,4	45,1
davon in (%)						
- Acker	82,7	93,6	89,8	89,5	53,0	53,8
- Grünland (incl. Brache)	5,9	3,3	-	8,3	36,4	26,7
- Ackerbrache (mehrjährig)	-	-	-	-	3,3	10,8
- Raine	4,3	1,5	4,6	1,4	3,4	4,9
- Gehölze (incl. Hecken)	5,4	0,2	3,8	-	2,0	2,1
- Sonstige (Gewässer, Wege)	1,7	1,4	1,8	0,8	1,9	1,7
Rainlänge/Fläche (m/ha)	215	105	205	140	200	180
Anteil Stufenraine (%)	32	15	44	9	28	30

Betrachtet man die Anzahl der Biotoptypen innerhalb der unbewirtschafteten Teilbereiche in einer typischen Agrarlandschaft (ohne 5, 6), ergeben sich nur sehr wenige Lebensraumtypen (vgl. Tab. 1-1). Im Grunde sind nur folgende vier Typen als Nichtzielflächen relevant:

1. Ruderale Glatthafer-Wiesen (=Raine sowie Stufenraine): wiesenartige Streifen zwischen Wegen und Ackerflächen sowie grasartige Böschungen (incl. der Grabenböschungen) die vegetationskundlich als ruderale Glatthaferwiesen (incl. verwandter Gesellschaften wie u.a. Quecken-Dominanzbestände) einzustufen sind. Die von LAUBMANN (1998) ermittelten Flächenanteile belegen, dass es sich hierbei um den "Haupttyp innerhalb der Nichtzielflächen" handelt.
2. Hecken: linienförmige Gehölzstrukturen
3. Feldgehölze: flächenhaft ausgebildete Gehölzbestände
4. Gewässer: überwiegend Gräben

Der Anteil an flächig vorhandenen Grünlandgesellschaften spielt aus eigener Erfahrung nur in Süddeutschland eine Rolle, in den in der vorliegenden Studie untersuchten Agrargebieten liegt fast kein Grünland vor. Der Anteil der grasigen Feldraine wird deutlich unter 10% geschätzt.

## 2. Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungsräume sollen repräsentativ für ackerbaulich intensiv genutzte Landschaften innerhalb Deutschlands sein. Daher wurden unterschiedliche großklimatische und geologische Bedingungen zwischen den Gebieten bei ihrer Auswahl besonders berücksichtigt. Folgende Gebiete wurden ausgewählt:

- die Jülicher Börde
- der Nord-Ost-Rand der Leipziger Tieflandsbucht
- der Raum Mainfranken nördlich von Würzburg

### 2.1 Lage der Untersuchungsflächen

#### 2.1.1 Jülicher Börde

Die Jülicher Börde ist Teil der Niederrheinischen Bucht, die sich zwischen den Städten Aachen, Köln und Düsseldorf erstreckt (vgl. Abb.2-1). Alle Untersuchungsflächen sind innerhalb eines Radius von 6 km um den Ort Jülich herum angesiedelt. Die topographischen Grenzen des Gebietes liegen zwischen  $50^{\circ}52'142$  und  $50^{\circ}57'149$  N Breite sowie  $06^{\circ}19'373$  und  $06^{\circ}23'245$  Ö Länge. Die Höhenlage schwankt zwischen 84 und 106 m ü. NN.

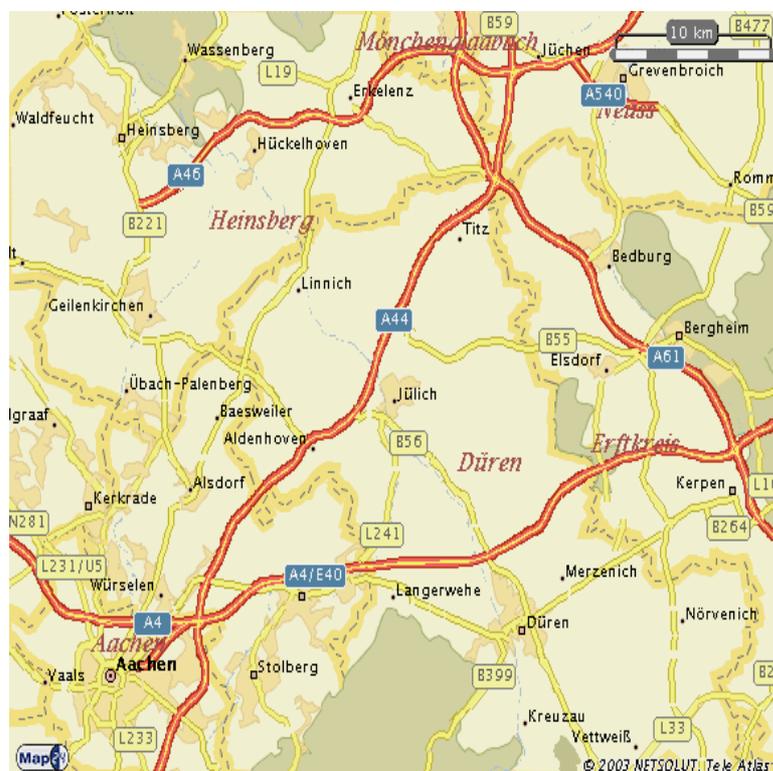


Abb.2-1: Topographische Lage des Untersuchungsgebietes Jülicher Börde

### 2.1.2 Leipziger Tieflandsbucht

Das Untersuchungsgebiet am Nord-Ost-Rand der Leipziger Tieflandsbucht gehört naturräumlich zum Elbe-Mulde-Tiefland und wird vom Naturpark Dübener Heide durchdrungen. Es erstreckt sich zwischen Bad Düben im Nord-Westen und Mockrehna im Süd-Osten (vgl. Abb.2-2). Die Untersuchungsflächen liegen zwischen Bad Düben und Pressel. Die topographischen Grenzen liegen zwischen  $51^{\circ}32'976$  und  $51^{\circ}35'888$  N Breite sowie  $12^{\circ}36'732$  und  $12^{\circ}48'605$  Ö Länge. Die Höhenlage schwankt zwischen 90 und 124 m ü. NN.

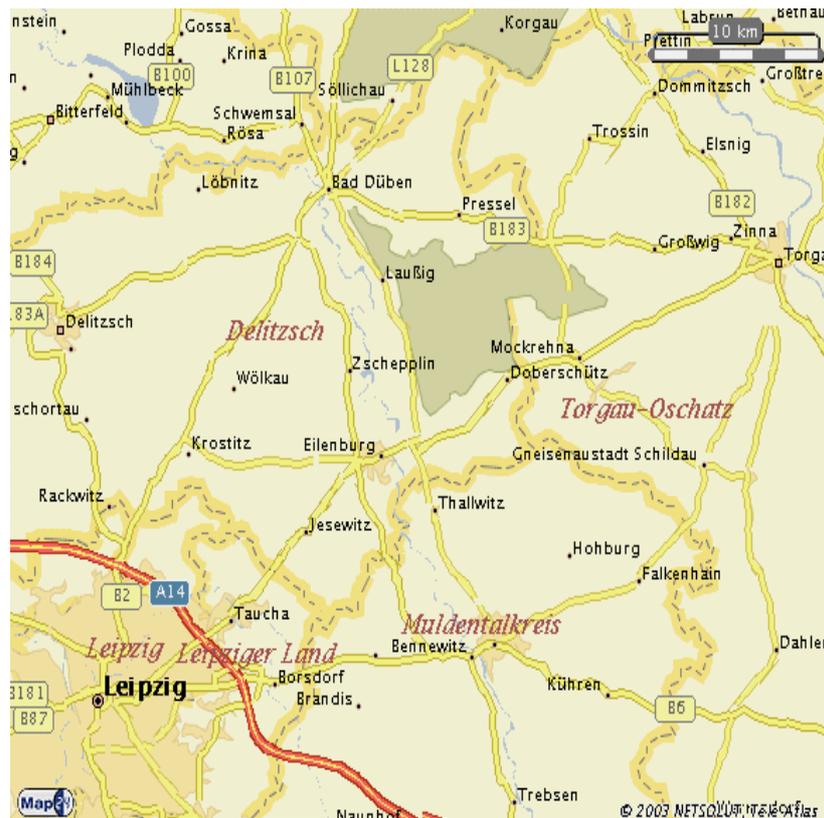


Abb.2-2: Topographische Lage des NO-Randes der Leipziger Tieflandsbucht

### 2.1.3 Raum Mainfranken

Im Naturraum Mainfranken befindet sich das dritte Untersuchungsgebiet. Die Untersuchungsflächen liegen in einem Umkreis von ca. 10 km um den Ort Karlstadt (ca. 20 km nordwestlich von Würzburg, vgl. Abb. 2-3). Die topographischen Grenzen des Gebietes liegen zwischen  $49^{\circ}50'582$  und  $49^{\circ}59'732$  N Breite sowie  $9^{\circ}43'017$  und  $9^{\circ}48'113$  Ö Länge. Die Höhenlage schwankt zwischen 190 und 320 m ü. NN.

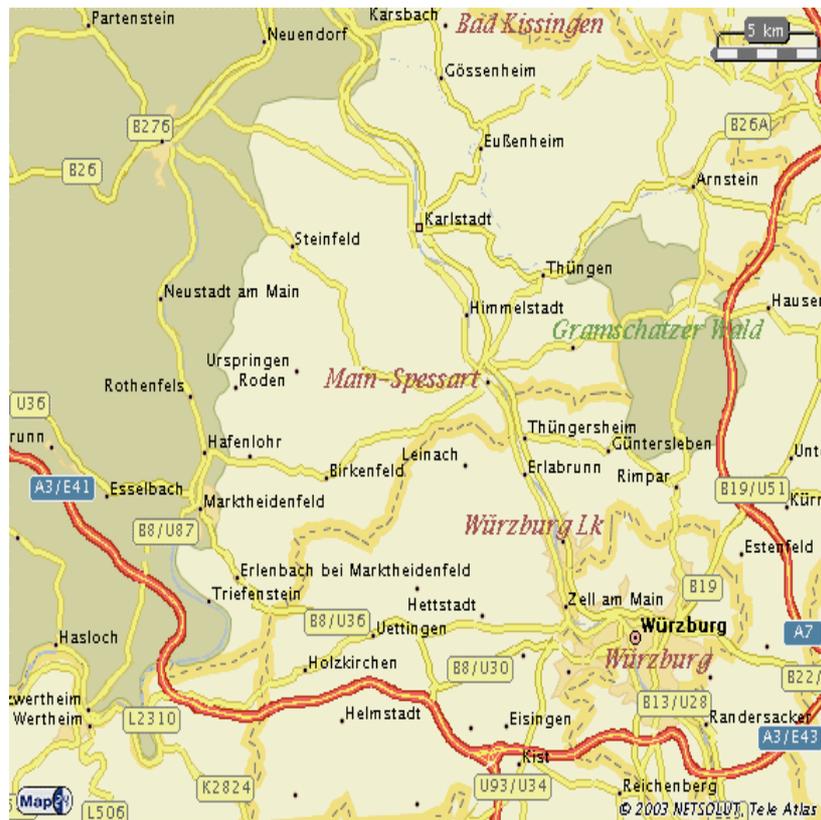


Abb.2-3: Topographische Lage des Untersuchungsgebietes Mainfranken

## 2.2 Geologie und Boden

### 2.2.1 Jülicher Börde

Das Ausgangsgestein in der Jülicher Börde ist überwiegend Löss, der sich aus äolischen Ablagerungen des Pleistozän herausgebildet hat. Ihre Mächtigkeit kann auf bis über 6 Meter ansteigen. Teilweise stockt er auf altpleistozänem Hauptterassenschotter oder ist mit kolluvialem Material bedeckt (vgl. Tab.2-1).

Bei den untersuchten Böden handelt es sich durchweg um Braunerden oder Parabraunerden. Diese sind teilweise aufgrund temporärer Staunässe pseudovergleyt. Die Bodenart ist in der Regel Lehm oder Schluff. Selten tritt an Stellen, an denen aufgrund von Hangschuttbewegungen Hauptterassenmaterial und Löss vermengt worden sind, auch Sand auf (vgl. Tab.2-1).

Tabelle 2-1: Geologische und bodenkundliche Parameter der Untersuchungsflächen Jülich						
	Jülich 1	Jülich 2	Jülich 3	Jülich 4	Jülich 5	Jülich R
Geologische Unterlage:	Löss über Hauptterassensch.	Löss über Hauptterassensch.	Löss über Hauptterassensch.	Löss Hauptterassensch.	Löss über Hauptterassensch.	Löss über Hauptterassensch.
Bodentyp (allg.):	Braunerde z.T. pseudovergleyt	Braunerde u. Parabraunerde	Pseudogley-Parabraunerde	Parabraunerde z.T. erodiert	Braunerde	Braunerde u. Parabraunerde
Bodenart (allg.):	Lehm/Schluff z.T. kiesig	Schluff/Lehm, z.T Sand	schluffiger/toniger Lehm	lehmgiger/toniger Schluff	lehmgiger/schluffiger Sand	Schluff/Sand teilw. Lehm

### 2.2.2 Leipziger Tieflandsbucht

Pleistozäne Sande und Geschiebemergel stellen die am weitest verbreiteten Ausgangsgesteine der Bodenbildung im Untersuchungsraum dar. In einigen Fällen stocken sie auf miocänem Ton. Als jüngstes Ausgangsgestein tritt selten alluvialer Wiesenton auf.

Der häufigste Bodentyp im Gebiet ist die (Sand-) Braunerde, die mancherorts pseudovergleyt ist. Weiterhin wurde ein ständig staunasser Gley angesprochen. Die dominante Bodenart ist Sand, teilweise treten auch Lehme auf (vgl. Tab.2-2).

	Leipzig 1	Leipzig 2	Leipzig 3	Leipzig 4	Leipzig 5	Leipzig R
Geol. Unterlage :	Sand ü. Geschiebem. Geschiebemergel	Sand auf mioc. Ton Sand	Sand ü. Geschiebem. oder mioc. Ton	Geschiebemergel I,	Geschiebemergel I,	Sand (Wiesenton)
Bodentyp (allg.):	Pseudogley- u. Sand-Braunerde	Sand-Braunerde	Sand-Braunerde	Pseudogley- u. -Parabraunerde	Pseudogley- Braunerde	Lehmsand-Gley
Bodenart (allg.):	lehmgiger Sand	Sand überw. lehmig	Sand teilw. lehmig	lehm./toniger Sand tlw. sandiger Lehm	lehm./toniger Sand tlw. sandiger Lehm	Sand teilw. lehmig u. sandiger Lehm

### 2.2.3 Raum Mainfranken

Das vorherrschende Bodenausgangssubstrat der Umgebung von Karlstadt reicht vom Buntsandstein über Muschelkalk bis zum Keuper. Ausgangsgestein der untersuchten Flächen ist ausschließlich der Muschelkalk. Es treten unterer, mittlerer und oberer Muschelkalk auf (vgl. Tab.2-3).

Als Bodentyp liegt im wesentlichen Braunerde vor, seltener auch eine geringmächtige Rendzina. Die Böden setzen sich aus Schluffen und Lehmen zusammen (vgl. Tab.2-3).

Fläche	Würzburg 1	Würzburg 2	Würzburg 3	Würzburg 4	Würzburg 5	Würzburg R
Geol. Unterlage	u. Muschelkalk	m. Muschelkalk + o. Muschelkalk	u. Muschelkalk	u. Muschelkalk z.T. Löss	u. Muschelkalk	u. Muschelkalk
Bodentyp (allg.):	Braunerde	Braunerde	Rendzina + Braunerde	Rendzina + Braunerde	Braunerde	Braunerde
Bodenart (allg.):	schluffiger Lehm	lehmgiger Schluff	Lehm/Schluff	Lehm/Schluff	lehmgiger Schluff	toniger Lehm

## 2.3 *Klima*

### 2.3.1 Allgemein

Innerhalb der Kontinente ändert sich das Klima von meernahen (relativ ausgeglichenen) zu meerfernen (relativ extremen) Gebieten und dementsprechend auch die Zusammensetzung von Flora und Fauna. Auch zwischen den untersuchten Gebieten herrscht von West nach Ost mit zunehmender Entfernung vom Atlantik ein Ozeanitätsgefälle (nach JÄGER 1968 aus ELLENBERG 1986). Demnach befindet sich die Jülicher Börde im ozeanischen Klimabereich, der Raum Mainfranken an der Grenze vom ozeanischen zum subozeanischen Bereich und die Leipziger Tieflandsbucht im subozeanischen Bereich.

### 2.3.2 Witterungsbedingungen in den Untersuchungsjahren

#### Untersuchungsjahr 2001

Ein Vergleich des Temperaturverlaufes zwischen den drei Untersuchungsgebieten auf Basis der Monatsmittel zeigt keine größeren Unterschiede (vgl. Abb.2-4). Einem vergleichsweise kontinuierlichen Temperaturanstieg zu Beginn des Jahres folgt eine Stagnation im Mai. Ab Juni erhöht sich bis Juli/August die monatliche Durchschnittstemperatur auf das Jahresmaximum. Zum Monat September hin fällt die Temperatur deutlich, bleibt auf diesem Niveau bis Oktober und fällt darauf zum Jahresende hin wieder stetig ab.

Bezüglich der monatlichen Niederschlagssumme ergeben sich hingegen Unterschiede (vgl. Abb. 2-4). Der meiste Niederschlag in der Jülicher Börde und im Raum Mainfranken fiel in den Herbst und Wintermonaten. In der Leipziger Tieflandsbucht zeichnete sich der Winter hingegen durch geringe Niederschlagsmengen aus. Die Niederschlagsmaxima lagen hier im Sommer.

Tabelle 2-4: Ausgewählte Klimadaten des Jahres 2001			
	Jülich	Würzburg	Leipzig
Tmin [°C] :	-5,5	-13,5	-9,4
Tmax [°C] :	25,6	25,4	26,8
Tage mit Tagesmittel < 0°C :	11	42	44
Niederschlag max [mm] :	29,9	26,7	47,1
Regentage :	190	162	206
Schneetage :	10	19	31
Tage mit Schnee + Regen :	24	14	27
Summe Tage mit Niederschlag :	224	195	264
Jahresmittel T [°C] :	10,3	9,6	9,5
Jahresmittel N [mm] :	66,8	62,7	50,8
Jahressumme N [mm] :	801	752,8	610,1

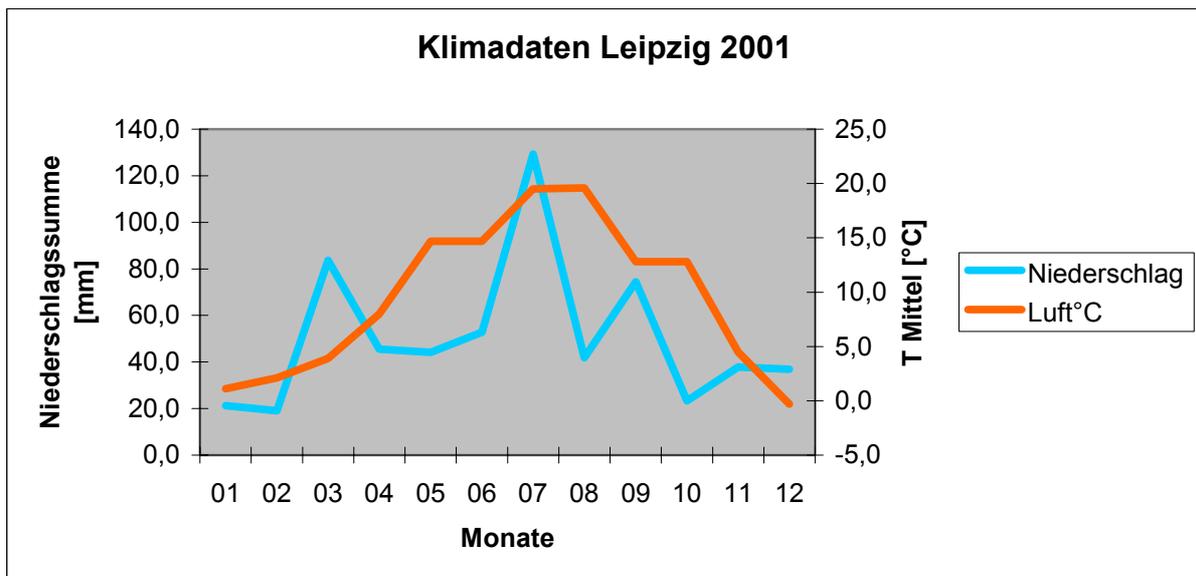
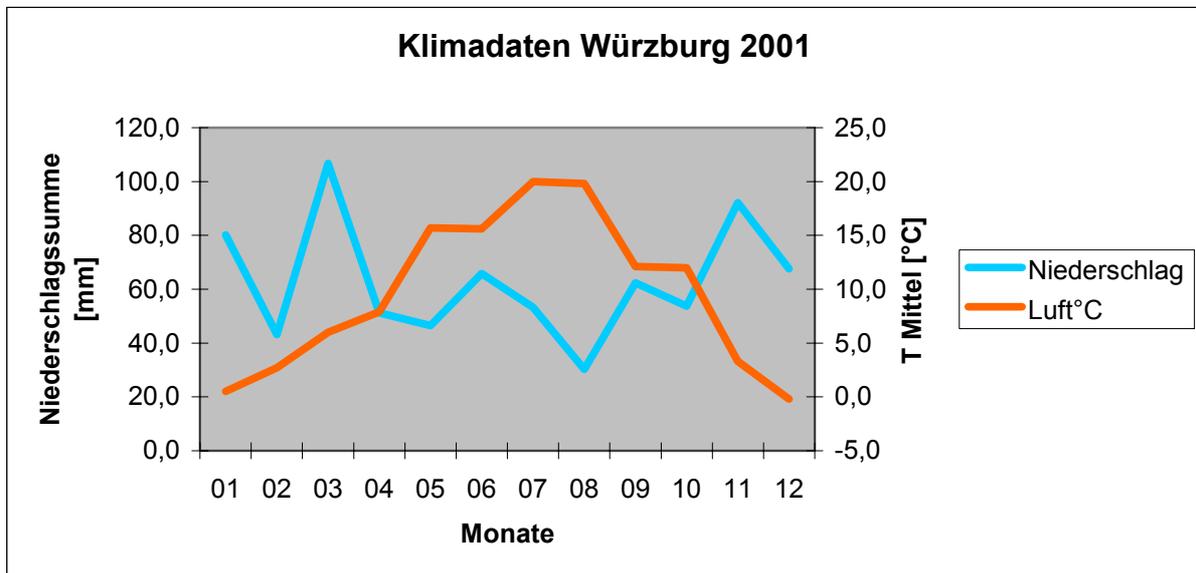
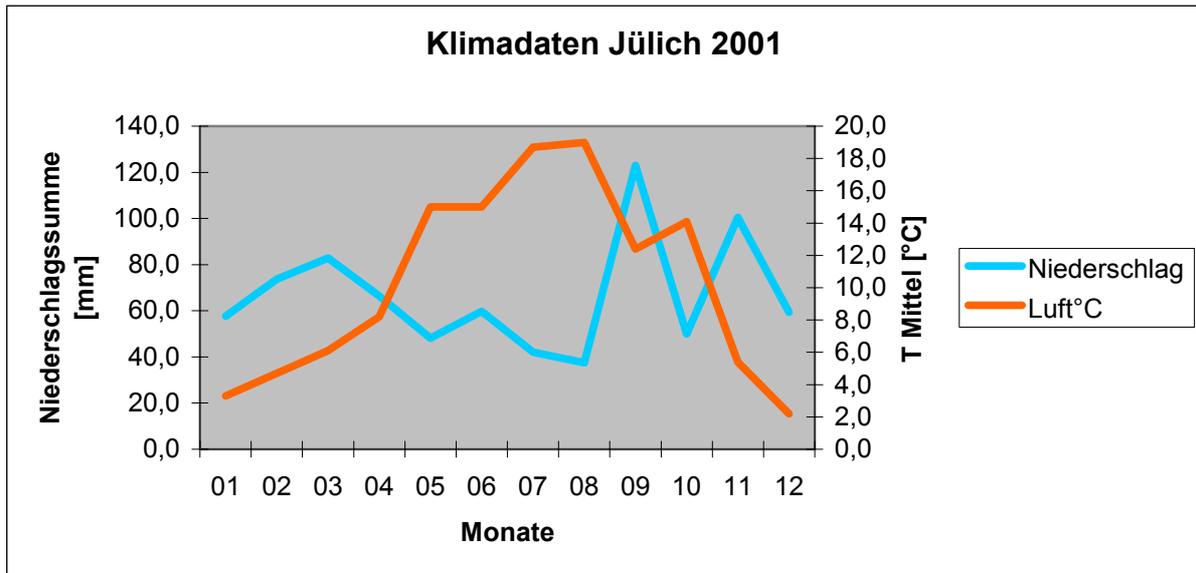


Abb. 2-4: Klimadiagramme der Untersuchungsgebiete im Jahr 2001

Bei Betrachtung der Jahresmittel (vgl. Tab. 2-4) erweist sich die Jülicher Börde deutlich als durchschnittlich wärmster Untersuchungsraum ( $10,3^{\circ}\text{C}$ ), der außerdem die weitaus geringste Anzahl an Frosttagen aufweist (11). Bezüglich der jährlichen Durchschnittstemperatur und der Anzahl der Frosttage unterscheiden sich der Raum Mainfranken und Leipzig nur unwesentlich. Hinsichtlich der Niederschlagssumme grenzt sich der Untersuchungsraum Leipzig mit nur 610 mm am deutlichsten ab. Wesentlich höher waren die Niederschlagsmengen im Raum Jülich und Würzburg mit 801 bzw. 752 mm (vgl. Abb. 2-4).

### **Untersuchungsjahr 2002**

Auch im zweiten Untersuchungsjahr ist der Jahrestemperaturverlauf der drei Gebiete recht ähnlich (vgl. Abb. 2-5). Wie im Vorjahr wird der stetige Temperaturanstieg vom Winter zum Sommer im Mai verzögert. Eine ähnliche Unterbrechung des Temperaturtrends vom Sommer zum Winter hin blieb im Jahr 2002 hingegen aus. Unterschiede ergeben sich erneut bezüglich der Niederschlagsverteilung. So fiel in der Jülicher Börde und im Raum Mainfranken der meiste Niederschlag in den Wintermonaten, während in der Leipziger Tieflandsbucht vor allem der Sommer durch Niederschlagsmaxima gekennzeichnet war. Diese Verhältnisse ähneln ebenfalls den klimatischen Bedingungen des Vorjahres.

Bezüglich der Jahresdurchschnittstemperatur und der Anzahl der Frosttage wird erneut das Bild des Vorjahres wiedergegeben (vgl. Tab. 2-5). Die Jülicher Börde erweist sich mit einem Temperatur-Jahresmittel von  $10,9^{\circ}\text{C}$  und nur 12 Frosttagen als wärmstes Untersuchungsgebiet. In den beiden anderen Gebieten waren die Bedingungen in dieser Hinsicht wie im Jahr 2001 wieder relativ gleich. Gegenüber der Jülicher Börde war die Jahresdurchschnittstemperatur ungefähr  $1^{\circ}\text{C}$  niedriger.

Die größte Jahres-Niederschlagssumme wurde im Jahr 2002 diesmal in Würzburg gemessen. Dabei ist bemerkenswert, dass hier gegenüber dem Vorjahr ca. 100mm Niederschlag mehr gefallen ist. Auch in der Leipziger Tieflandsbucht fiel im Jahr 2002 50mm mehr Niederschlag als im Vorjahr. Dabei wurde das unmittelbare Untersuchungsgebiet vom Hochwasser der sogenannten "Jahrhundertflut" verschont. In der Jülicher Börde fiel gegenüber dem Jahr 2001 nur unwesentlich weniger Niederschlag, gegenüber dem Leipziger Untersuchungsraum aber dennoch ca. 130 mm mehr.

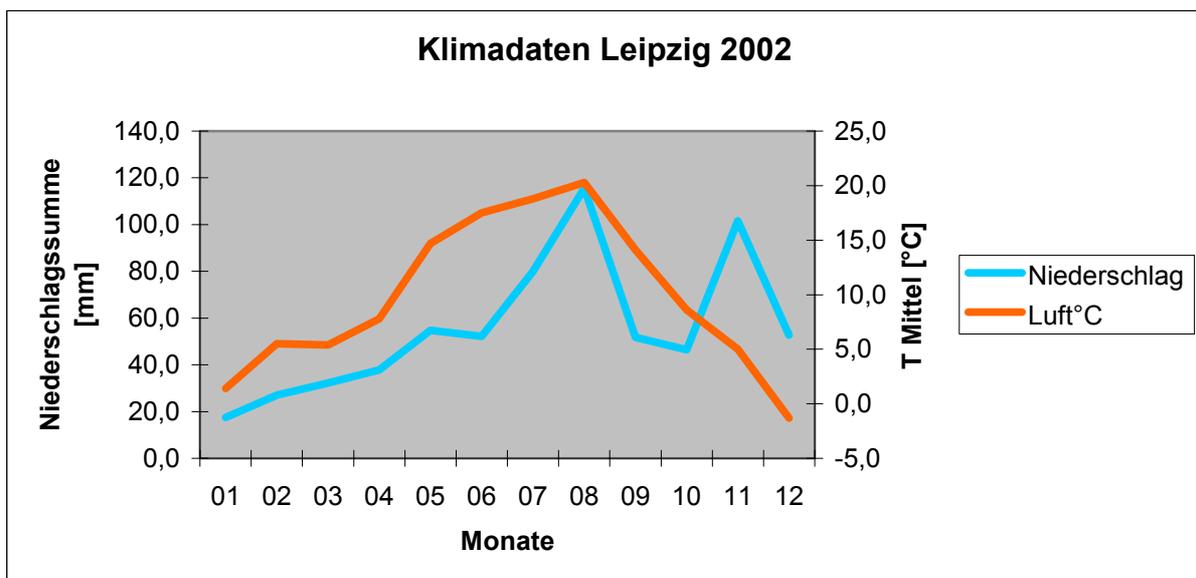
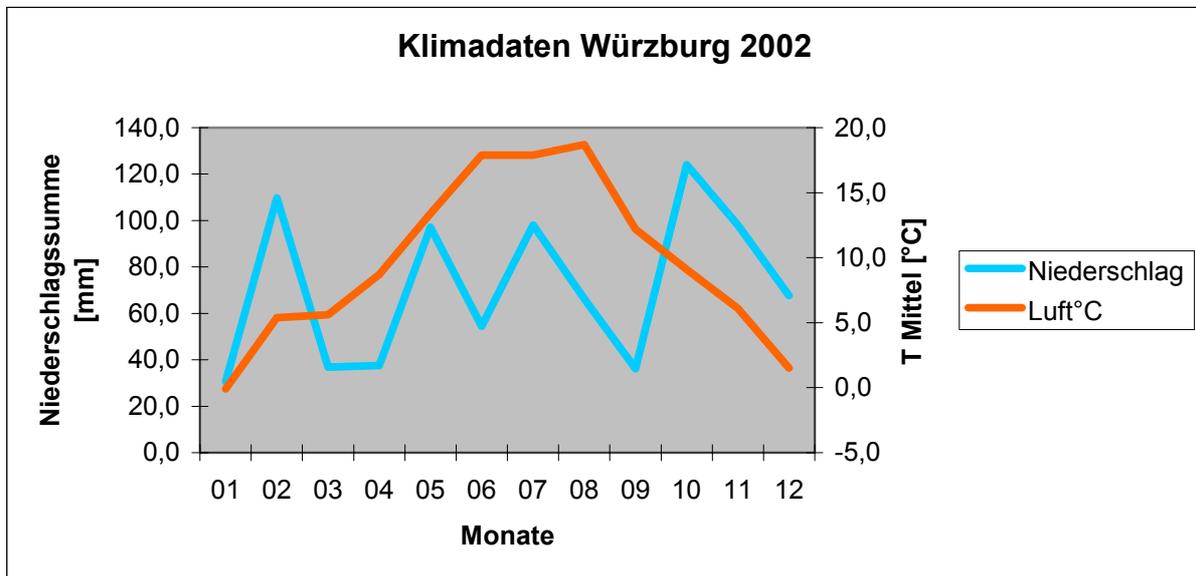
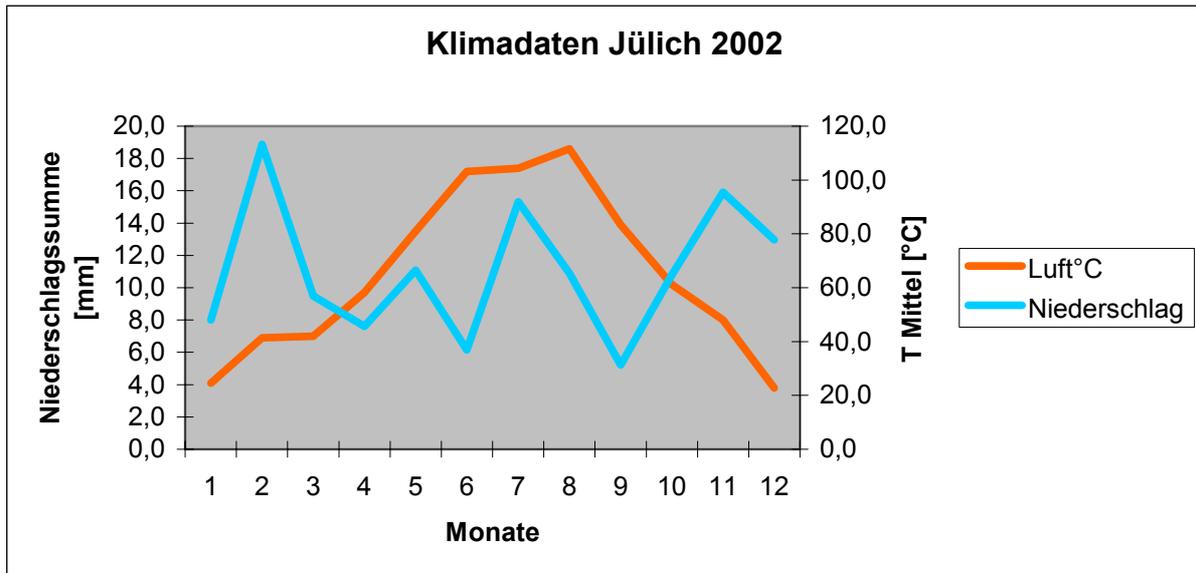


Abbildung 2-5: Klimadiagramme der Untersuchungsgebiete im Jahr 2001

Tabelle 2-5: Ausgewählte Klimadaten des Jahres 2002			
	Jülich	Würzburg	Leipzig
Tmin [°C] :	-4,6	-17,4	-10
Tmax [°C] :	24,8	26,1	26,2
Tage mit Tagesmittel < 0°C :	12	28	32
Niederschlag max [mm] :	31,9	31,1	35,2
Regentage :	159	169	193
Schneetage :	2	3	14
Tage mit Schnee + Regen :	6	6	27
Summe Tage mit Niederschlag :	167	178	234
Jahresmittel T [°C] :	10,9	9,7	9,8
Jahresmittel N [mm] :	66,1	71,4	55,8
Jahressumme N [mm] :	793,7	856,9	669,7

#### 2.4 *Potentielle natürliche Vegetation*

Je nach Klima und Bodenbedingungen ist das Endstadium der natürlichen Vegetationsentwicklung verschieden. Unter der potentiellen natürlichen Vegetation wird der Zustand verstanden der sich unter den gegenwärtigen Umweltbedingungen herausbilden würde, wenn der Eingriff des Menschen ausbliebe. Im betrachteten Untersuchungsgebiet würden sich als Klimaxgesellschaften folgende Waldtypen entwickeln (KLINK & SLOBODA 1994 in POTT 1996):

- Raum Jülich: Vegetationsgebiet der Tieflandbuchenwälder und Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwälder
- Raum Leipzig: Vegetationsgebiet vorwiegend subkontinentaler Eichen-Hainbuchenwälder der kollinen Stufe
- Raum Würzburg: Vegetationsgebiet der Hainsimsen-Buchenwälder und Hainsimsen-Buchenmischwald

### 3. Methode

#### 3.1 Übersicht der methodischen Vorgehensweise

Für die Ermittlung einer biozöologischen Grundeinheit und deren Variabilität sind möglichst viele Standorte (= Aufnahmeflächen) eines Typs zu untersuchen. Mittels einer so angelegten Reihenuntersuchung sind Aussagen über Einheitlichkeit bzw. Variabilität einer Biozönose sowie Aussagen über den Bindungsgrad der einzelnen Arten möglich (vgl. BRAUN-BLANQUET 1964, TISCHLER 1947). Je höher die Anzahl der verglichenen Aufnahmen ist, desto deutlicher wird die Bindungsfestigkeit von Arten an Biozönosen und desto eindeutiger wird die Definition der Biozönose und deren Reproduzierbarkeit (vgl. POTT 1992, BARKMANN 1989, DIERSCHKE 1994).

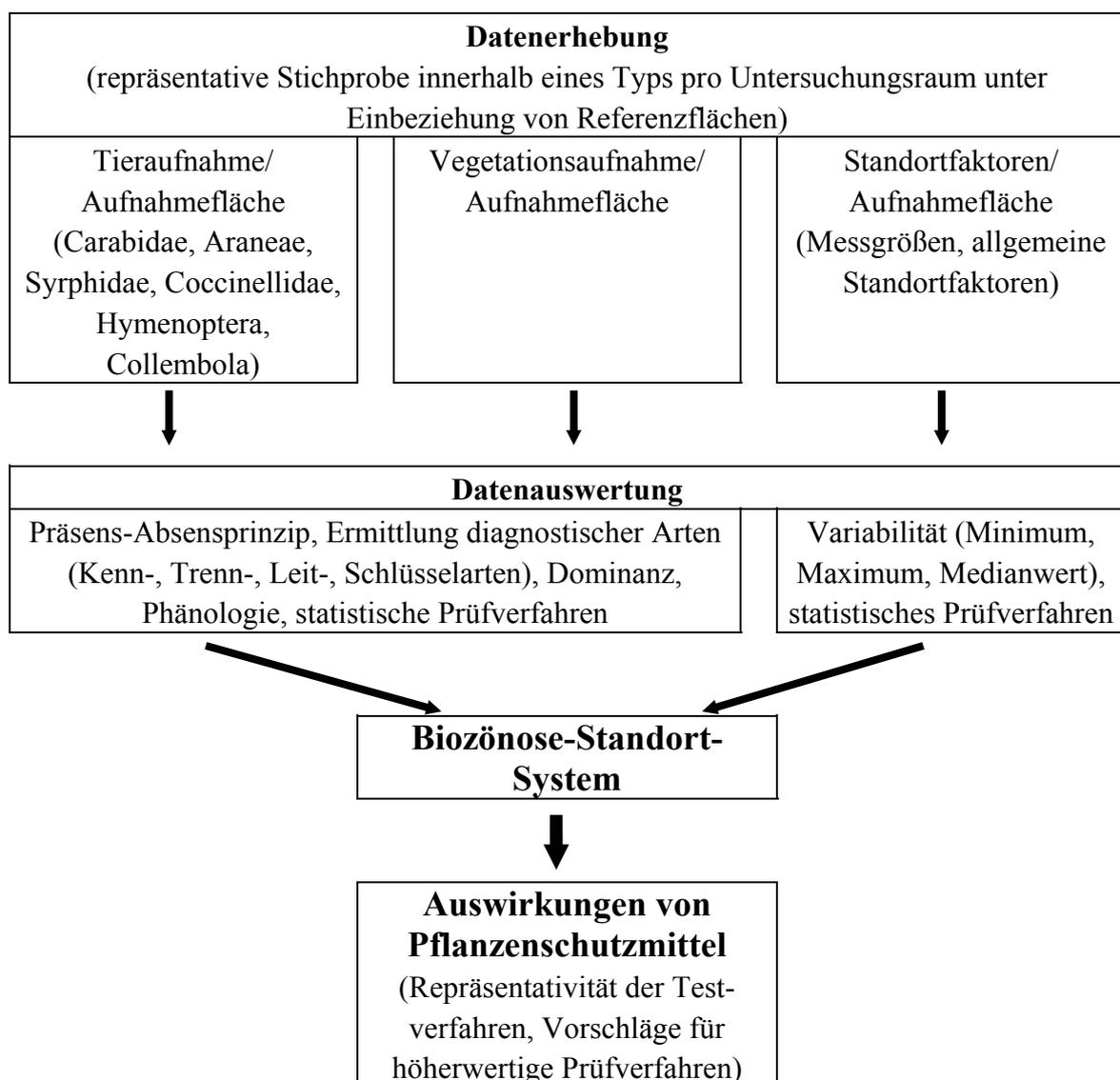


Abb. 3-1: Methodische Vorgehensweise zur Biozönoseerfassung als Grundlage für die Bewertung der Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln

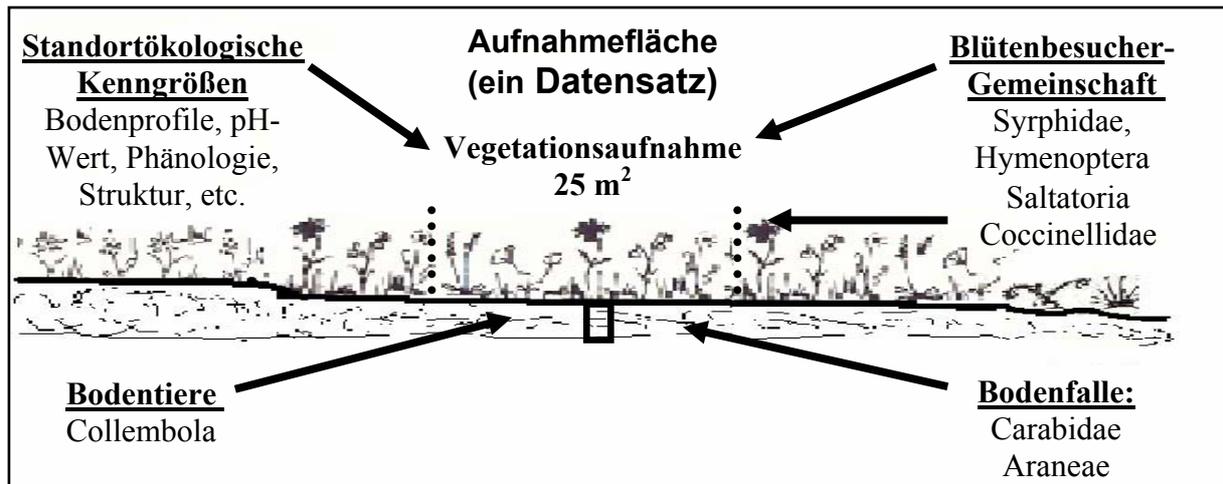


Abb. 3-2: Methodische Vorgehensweise zur Datenerhebung

Die Datenerhebung und die Datenauswertung (Abb. 3-1, Abb. 3-2) geht von der kleinst möglichen Untersuchungseinheit (=Aufnahmefläche vgl. Kap. 3.2.2) aus. Alle Daten unterliegen grundsätzlich der gleichen Auswertungsmethodik, so dass alle Ergebnisse auf ein einheitliches räumliches Raster bezogen werden können. Das sich hieraus ergebende Biozönose-Standort-System kann zur Beurteilung der Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf Nichtzielflächen angewandt werden (Abb. 3-1).

Der so entstehende Grunddatenansatz, in dem alle Daten kleinräumig punktgenau aufeinander bezogen sind, ist natürlich auch langfristig betrachtet im Hinblick auf spätere umfassendere Untersuchungen zu Entwicklungen der Biozönosen in der Agrarlandschaft, ähnlich wie Proben in der Umweltprobenbank, von hohem Interesse.

## 3.2 Datenerhebung

### 3.2.1 Auswahl der Nichtzielflächen (Untersuchungseinheit)

Im Rahmen dieses Projektes sollte ein Standorttyp in einer angemessenen Größenordnung analysiert werden. Dies liegt in der Variabilität der einzelnen Arten, Vegetationseinheiten und Zoozönosen d.h. der Biozönosen begründet, die es festzustellen und zu definieren gilt.

Die Auswahl des Standorttyps (Untersuchungseinheit) von Nichtzielflächen in Agrargebieten erfolgte nach folgenden Kriterien:

- typischer und weit verbreiteter Standorttyp in landwirtschaftlich genutzten Gebieten;
- der Standorttyp muss räumlich so vertreten und strukturiert sein, dass eine eigenständige, typisierbare Biozönose zu erwarten ist;

- der Standorttyp sollte in Agrargebieten eine hohe ökologische Funktion besitzen;
- eine vegetationskundliche Bearbeitung und Systematisierung auf regionaler und über-regionaler Ebene des zu untersuchenden Standorttyps wäre entscheidend, da die Vegetationskunde für zooökologische/bioökologische Untersuchungen eine wesentliche Grundlage darstellt;
- zur Auswahl der Referenzflächen muss der Standorttyp auch in Bereichen vorhanden sein, wo der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln die Artenzusammensetzung nicht direkt oder indirekt beeinflussen kann.

Entsprechend diesen Kriterien wurde als Untersuchungseinheit innerhalb der Nichtzielflächen die sogenannte “ruderales Glatthaferwiese“ (*Artemisia vulgaris-Arrhenatherum*-Gesellschaft, DIERSCHKE 1996) ausgewählt. Bei diesem Vegetationstyp handelt es sich vorwiegend um wiesenartige Streifen entlang von Äckern, Wegen und Straßen (vgl. Kap. 2.1). Auch die meisten Böschungen (z.B. Hohlwegböschungen, Bachböschungen) sowie viele ‘randlich liegende Restflächen’ werden von dieser Vegetationseinheit dominiert. Im Rahmen der bundesweiten Suche nach geeigneten Untersuchungsflächen konnten wir feststellen, dass vor allem in den intensiv genutzten Agrargebieten (u.a. Magdeburger-Bördelandschaft, Jülicher-Bördelandschaft) dieser Typ häufiger in Erscheinung tritt, als z.B. Hecken oder Feldgehölze. Oftmals sind die ungenutzten, wiesenartigen Randstreifen als die einzigen Nichtzielflächen in Agrargebieten auszumachen.

Als Referenzfläche bietet sich grundsätzlich ein Vergleich der “ruderalen Glatthaferwiesen in Agrargebieten“ mit den Glatthaferwiesen-Beständen außerhalb der Agrargebiete an. Um regionale Unterschiede bei der Auswertung auszuschließen, liegen die Referenzflächen im gleichen Untersuchungsraum, wie die übrigen Flächen.

### 3.2.2 Auswahl der Agrargebiete und der Untersuchungsflächen

Es ist zwischen den räumlichen Untersuchungseinheiten:

- Untersuchungsraum (-gebiet), Untersuchungsfläche, Aufnahmefläche - zu unterscheiden.

- Untersuchungsraum (-gebiet): UG

Der Begriff Untersuchungsraum beschreibt im vorliegenden Projekt eine typische Agrarlandschaft. Entsprechend der Antragsunterlagen sind drei verschiedene Untersuchungs-räume ausgewählt worden, die sich vor allem in Hinblick auf Makroklima und geologischen Untergrund unterscheiden. Hierdurch ist gewährleistet, dass die Variabilität der zu untersuchenden Nichtzielfläche (d.h. der “ruderalen Glatthaferwiese“) weitgehend erfasst

wird. Als typische Agrargebiete sind die Lössäcker in der Jülicher Bördelandschaft, die Sandäcker im Raum Leipzig sowie die Kalkäcker im Raum Würzburg (vgl. Kap. 2.1) ausgewählt worden.

- Untersuchungsflächen: UF

Untersuchungsflächen sind einem Hauptvegetationstyp zuzuordnende Raumeinheiten, die in Teilbereichen aber oftmals weitere Pflanzengesellschaften beinhalten. So kann z.B. eine Hohlwegböschung in den Agrargebieten nicht nur von Wiesengesellschaften, sondern abschnittsweise auch z.T. von Gebüschgesellschaften besiedelt sein.

- Aufnahmefläche: AF

Aufnahmeflächen sind homogen wirkende Teilflächen (25m<sup>2</sup>) innerhalb einer Untersuchungsfläche, wobei Randbereiche und Verzahnungen zu kleinflächig eingestreuten Sondererscheinungen (u.a. Gebüsche, Ackergesellschaften) nicht einbezogen worden sind.

Es ergibt sich folgendes Untersuchungsdesign:

### 3 Untersuchungsräume

[Lössäcker bei Jülich (J), Sandäcker bei Leipzig (L), Kalkäcker bei Würzburg (W)]

#### 5 Untersuchungsflächen pro Untersuchungsgebiet + 1 Referenzfläche

[Böschungen, Wegränder etc.]

#### 4 Aufnahmeflächen pro Untersuchungsfläche / 24 pro Untersuchungsraum

[25 m<sup>2</sup> große Flächen innerhalb z.B. Böschung]

A-E = Untersuchungsflächen, R=Referenzflächen, 1-4 =Aufnahmeflächen																	
Untersuchungsraum L						Untersuchungsraum J						Untersuchungsraum W					
A	B	C	D	E	R	A	B	C	D	E	R	A	B	C	D	E	R
1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4

Da die Datenerhebung auf der kleinsten räumlichen Ebene erfolgt, ist eine Auswertung auf allen höheren Ebenen möglich (induktive Vorgehensweise). Zum Vergleich stehen demnach 72 Aufnahmeflächen, 18 Untersuchungsflächen und 3 Untersuchungsräume an. Bei der Auswahl der Aufnahmeflächen ist auf deren standortökologische Homogenität besonders geachtet worden. Des weiteren dürfen sich die Aufnahmeflächen nicht gegenseitig beeinflussen, so

dass ein Abstand von mindestens 10 m zwischen den Aufnahmeflächen innerhalb einer Untersuchungsfläche eingehalten wurde.

Im Rahmen der Datenaufnahme, Dateneingabe und Auswertung sind Abkürzungen für die Flächen notwendig. Die Abkürzungen lauten z.B.:

LR2 (Leipzig-Referenzfläche - Aufnahmefläche 2),

J13 (Jülich-Untersuchungsfläche 1 - Aufnahmefläche 3)

W22 (Würzburg-Untersuchungsfläche 2 - Aufnahmefläche 2)

Bei den mobileren Tiergruppen sind auch Arten außerhalb der eigentlichen Aufnahmefläche auf den Untersuchungsflächen mit ausgewertet worden.

### 3.2.3 Erfassung der Flora und Vegetation

**Flora:** Die Flora der Untersuchungsflächen wurde während der Untersuchungszeit mittels mehrfacher, regelmäßiger Begehungen erfasst, und die Häufigkeit der einzelnen Arten pro Fläche in vier Stufen abgeschätzt. Als Ausdruck der relativen Häufigkeit der Arten dient die Abstufung: selten, zerstreut, häufig und häufig-dominant wirkend.

**Vegetation:** Nach der Methode von BRAUN-BLANQUET (1928, 1964) wurden zur Erfassung der Vegetation entsprechend des Untersuchungsdesigns insgesamt 72 pflanzensoziologische Aufnahmen erstellt. Entsprechend der bei DIERSCHKE (1994) angegebenen Erfahrungswerte für Wiesen und Magerrasen sowie den Minimalarealen von REICHEL & WILMANN (1973) betrug die Größe der Aufnahmeflächen ca. 25 m<sup>2</sup>.

Für jede Vegetationsaufnahme wurde der Deckungsgrad der Schichten (meistens Kraut- und Kryptogamenschicht) in % geschätzt. Die verwendete Deckungsgrad - Skala für die einzelnen Arten folgt den Angaben von MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG (1974):

r	1 Exemplar	3	> 25-50% Deckung
+	2-5 Exemplare	4	> 50-75% Deckung
1	> 5 Exemplare, Deckung < 5%	5	> 75-100% Deckung
2	5-25% Deckung		

**Determination:** ROTHMALER (1988, 1991), OBERDORFER (1994), Die Nomenklatur der Pflanzenarten richtet sich nach HAEUPLER & MUER (2000) und ROTHMALER, BAND 4 (1988). Die Nomenklatur der Vegetationseinheiten folgt in erster Linie DIERSCHKE (1996) sowie FOERSTER (1983), HAUSER (1988), MUCINA et al. (1993)

### 3.2.4 Auswahl und Erfassung der Fauna

Die Auswahl der Arthropodengruppen richtet sich vorwiegend nach deren Rolle und Diversität im Gesamtsystem (PLACHTER et al. 2003). Neben der Vegetation werden daher Taxa verschiedener trophischer Ebenen untersucht, die unterschiedlich mobil und strukturell in verschiedenen Bereichen des Ökosystems eingenischt sind (vgl. Kap. 5.2).

Weitere Kriterien für die Auswahl waren: Relevanz im Rahmen ökotoxikologischer Testverfahren; Hintergrundwissen über die Ökologie der Arten und Praktikabilität im Rahmen dieser Untersuchung; Erfassungsmethodik.

#### 3.2.4.1 Erfassung der Nichtzielorganismen im Boden (Collembolen)

**Methode:** Zur Erfassung der Collembolen wurden den Flächen Bodenproben mit einem für die Bodenbiologie üblichen Stechzylinder entnommen (Volumen je Probe ca. 100 cm<sup>3</sup>). Aus diesen Bodenkernen wurden die Tiere mit Hilfe eines modifizierten „High-gradient-funnel“ nach Kempson extrahiert (KEMPSON et al. 1963).

Das in der Bodenökologie übliche Verfahren setzt voraus, dass die Bodenarthropoden entlang eines künstlich angelegten Temperatur-Feuchtigkeits-Gradienten den Bodenkern durchwandern. Als Voraussetzung müssen die Tiere zum Zeitpunkt der Extraktion noch leben. Ausserdem sollte das natürliche Porengefüge im Kern, welches eine Fortbewegung im Boden erst ermöglicht, bei Probenahme und Transport nicht gestört werden. Die Extraktion der Proben erfolgte daher möglichst kurze Zeit nach der Probenahme (bei zwischenzeitlich kühler Lagerung). Ferner wurden die Proben bei der Entnahme im Stechzylinder automatisch in einen starren Kunststoffring geschoben.

Die extrahierten Bodentiere wurden mit Hilfe eines Binokulars aussortiert und gezählt. Die Determination erfolgte mit dem Mikroskop.

**Angaben zur Häufigkeit:** Pro Aufnahmefläche wurde an sechs Terminen (jeweils 3 über eine Vegetationsperiode verteilt) je eine Bodenprobe gestochen. Daraus resultiert eine Gesamtzahl von insgesamt  $6 \times 72 = 432$  Proben. Es sind die absoluten Fangzahlen pro Aufnahmefläche angegeben.

**Determination:** Die Determination und Nomenklatur richtet sich für die unterschiedlichen Taxa nach folgenden Autoren: Isotomidae – POTAPOW (2001), Symphypleona – BRETFFELD (1999), Poduromorpha – FJELLBERG (1998), Entomobryomorpha excl. (Isotomidae) – BELLINGER et al. (1996-2003).

Weiterhin wurden zur Determination GISIN (1960), POMORSKI (1998), ZIMDARS & DUNGER (1994) benutzt.

### 3.2.4.2 Erfassung epigäischer Räuber (Carabidae, Araneae)

**Methode:** Als Standardmethode zur Erfassung epigäisch aktiver Arthropoden (Carabidae, Araneae) wurden Bodenfallen eingesetzt, durch die man so genannte Aktivitätsabundanzen erhält (MÜLLER 1984, MÜHLENBERG 1993 u.a). Entsprechend des Untersuchungsdesigns sind über einen Fangzeitraum von 2 Jahren insgesamt 72 Bodenfallen ausgebracht worden, die jeweils von April bis Oktober durchgehend betrieben wurden. Leerung und Kontrolle der Bodenfallen erfolgt alle zwei Wochen.

Eine Bodenfalle besteht aus einem ebenerdig in den Boden eingelassenen PVC-Rohr-Zylinder ( $\varnothing$  9,5 cm, Höhe 20 cm), in dem ein mit einer Gummimanschette versehenes Fangglas eingelassen wird. Zum Schutz vor Niederschlägen wurde jede Falle mit einem farblosen Plexiglasdach abgedeckt. Als Fangflüssigkeit mit konservierenden Eigenschaften diente 70%iges Ethylen-Glykol.

**Angaben zur Häufigkeit:** Zur Darstellung der Häufigkeit der einzelnen Carabiden und Araneen sind die absoluten Fangzahlen pro Aufnahmefläche (= pro Bodenfalle) angegeben.

**Determination:** *Carabidae*: FREUDE et al. (1976), TRAUTNER et al. (1984), KOCH (1984). Die Nomenklatur der Carabidae richtet sich nach TRAUTNER et al. (1997).

*Araneae*: ROBERTS (1985a, 1985b, 1987, 1993, 1995), HEIMER & NENTWIG (1991). Die Nomenklatur der Araneae richtet sich nach PLATEN et al. (1995).

### 3.2.4.3 Erfassung der Saltatoria und Coccinellidae

**Methode:** Die Erfassung der Marienkäfer (*Coccinellidae*) und der Heuschrecken (*Saltatoria*) erfolgte vornehmlich durch Sichtbeobachtungen und Käschern innerhalb der 25 m<sup>2</sup> großen Aufnahmeflächen. Zudem wurden zur Erfassung der Heuschrecken die einzelnen Untersuchungsflächen verhört und gezielte Handfänge durchgeführt. Die Saltatorien und Coccinelliden aus den Bodenfallen wurden zur Absicherung und Ergänzung des ermittelten Artenspektrums ebenfalls determiniert.

**Angaben zur Häufigkeit:** Zur Darstellung der Häufigkeit der Coccinelliden sind die absoluten Fangzahlen pro Aufnahmefläche (= Beobachtungsquadrat) angegeben. Bei den Heuschrecken wird die Häufigkeit des Nachweises (=Verhörung) einer Art in einer Aufnahmefläche qualitativ angegeben, d.h. 1 = selten verhört, 2 = regelmäßig verhört, 3 =

häufig verhört. Der Erfassungszeitraum lag bei den Saltatorien in der zweiten Vegetationsperiode von Mai bis Oktober, bei den Coccinelliden zwei Vegetationsperioden.

**Determination:** *Saltatoria*: GREIN & IHSEN (1988), BELLMANN (1995). Die Nomenklatur richtet sich nach BELLMANN (1993).

*Coccinellidae*: FREUDE et al. (1967). Die Nomenklatur richtet sich nach FREUDE et al. (1967).

#### 3.2.4.4 Erfassung der Blütenbesucher-Gemeinschaft (Syrphidae, Hymenoptera)

**Methode:** Die Erfassung der Schwebfliegen (Syrphidae) und Bienen, Weg-, Grab-, Falten- und Goldwespen, sowie der „Dolchwespenartigen“ (spez. Hymenoptera ohne Ameisen) erfolgte hauptsächlich durch Sichtbeobachtungen und Käschern innerhalb der 25 m<sup>2</sup> großen Aufnahmeflächen. Entsprechend dem vorliegenden Untersuchungsansatz sind 72 Beobachtungsflächen eingerichtet und auf ihr Hymenopteren- sowie Syrphidenspektrum hin untersucht worden. Neben den Erfassungen innerhalb der Aufnahmeflächen erfolgte u.a. auch eine Suche von Hymenopteren - Nistplätzen, um bei der Auswertung zusätzliche Hinweise zur qualitativen Beurteilung der einzelnen Arten zu erhalten. Aufgrund der hohen Mobilität der blütenbesuchenden Insekten wurde zur Absicherung und Vervollständigung des Artenspektrums die Untersuchungsfläche und das direkte Umfeld in die Sichtbeobachtungen einbezogen. Das Vorkommen der Arten ist jeweils getrennt notiert worden. Der Erfassungszeitraum erstreckte sich über zwei Jahre von März bis Oktober.

**Angaben zur Häufigkeit:** Zur Darstellung der Häufigkeit der blütenbesuchenden Insekten sind die absoluten Fangzahlen pro Aufnahmefläche (= Beobachtungsquadrat) sowie des direkten Umfeldes (Untersuchungsfläche) angegeben. Die Daten besitzen einen qualitativen bzw. halbquantitativen Charakter.

**Determination:** *Syrphidae*: VAN DER GOOT (1981), BOTHE (1984), VERLINDEN (1991). Die Nomenklatur richtet sich nach SSYMANK & DOCZKAL (1998).

*Hymenopteren*: Zur Bestimmung der Stechimmen wurden die bei SMISSEN (1998: Tabelle 1) aufgeführten „Standardwerke“ verwendet. Für einzelne Bienen- und Grabwespengattungen wurden ferner die aktuellen Arbeiten von AMIET und Mitarbeitern (1999, 2001) sowie BITSCH & LECLERCQ (1993), BITSCH und Mitarbeitern (1997, 2001) herangezogen. Die Determination der Goldwespen erfolgte ausschließlich nach KUNZ (1994). Für die Unterscheidung der problematischen schwarzen Grabwespenarten der Gattung *Tachysphex* wurde zusätzlich die Arbeit von HINRICHSSEN & SAURE (1997)

berücksichtigt. Für die Bestimmung der Arten der Bienengattung *Sphcodes* wurde auf SUSTERA (1959) und WARNCKE (1992) zurückgegriffen.

Taxonomie und Nomenklatur der Stechimmenarten folgen im wesentlichen dem aktuellen Verzeichnis der Hautflügler Deutschlands von DATHE und Mitarbeitern (2001). Unterschiedliche nomenklatorische und taxonomische Auffassungen, die für einzelne Arten z.B. der Bienen und Grabwespen weiterhin bestehen, werden unter anderem von SCHMID-EGGER ET AL. (1995), WESTRICH & DATHE (1997) SOWIE SCHMIDT & SCHMID-EGGER (1997) behandelt.

### 3.2.5 Standortökologische Bestandsaufnahme (Bodenparameter)

Um Aussagen über den Lebensraum und die Variabilität der zu untersuchenden Biozönosen zu ermöglichen, sind Erfassungen von standortökologischen Parametern erforderlich. Wenn mehrere Biozönose / Standortsysteme vergleichend analysiert werden, erlauben diese Daten treffende Beschreibungen von den Lebensbedingungen der Biozönose. Neben den allgemeinen Angaben über den Standort sind zu wichtigen Bodenfaktoren Auswertungen im Labor durchgeführt worden. Die standortökologischen Aufnahmen wurden für jede der 72 Aufnahmeflächen erhoben.

#### 3.2.5.1 Allgemeine Kenngrößen

Die allgemeinen Kenngrößen sind entsprechenden Karten entnommen und/oder wurden Vorort aufgenommen. Folgende wesentliche Kenngrößen sind erfasst worden:

- Parameter zur Lage und Struktur pro Aufnahmefläche  
Höhe ü.N.N (m), Reliefform (Hang, Eben, Senke, Kuppe), Hangneigung (%), Breite der Nichtziel-Fläche in Meter, Exposition (Süd-Hang, Nord-Hang etc.), Flächennutzung (Mahd, unregelmäßige Mahd, Brache), randliche Ackernutzung (Anbau: Gerste, Mais etc.).
- Klimadaten je Untersuchungsraum  
Temperatur im Jahresmittel [°C], minimale Temperatur [°C], maximale Temperatur [°C], Tage mit Tagesmittel unter 0°C, Niederschlag im Jahresmittel [mm], Jahressumme Niederschlag [mm], maximaler Niederschlag [mm], Regentage, Schneetage, Tage mit Schnee + Regen, Summe Tage mit Niederschlag

Quelle: Messstationen des Deutschen Wetterdienstes (DWD)

Raum Leipzig – Station Bitterfeld

Raum Würzburg - Station Arnstein-Müdesheim

## Raum Jülich – Station Jülich Kernforschungsanlage

## • Geologie und Boden

## a. Kartographische Auswertung pro Untersuchungsfläche:

Geologische Unterlage, Bodentyp, Bodenart

Literatur: SCHALICH (1968), SCHALICH (1972), LINSTOW (1922 a, b), SCHWARZMEIER (1977)

## b. Aufnahme Bodenprofile mittels Bohrstock pro Aufnahmefläche:

Ermittlung des Bodentyps, Bestimmung der Schichtdicke der Bodenhorizonte in Zentimeter, Bestimmung der Bodenart mittels Fingerprobe

Literatur: FINNERN (1996)

**3.2.5.2 Bodenkennwerte (Laboranalysen)**

**Probenahme und Verarbeitung:** Aus der Probefläche (=Aufnahme­fläche) wurden 5 Einzelproben aus den obersten 10 cm des Mineralbodens entnommen und zu einer Mischprobe vereinigt. Die organische Auflage blieb unberücksichtigt.

Die insgesamt 72 Bodenmischproben wurden direkt von dem Analyselabor “Analytis GmbH“ (Wesseling) weiterverarbeitet. Makroskopisch sichtbare Wurzeln und Zweige wurden aus der Probe entfernt. Nach Sieben über ein 10 mm Sieb wurde der Anteil > 10 mm verworfen.

Die Analysen wurden mit der Fraktion < 10 mm durchgeführt

Bestimmungen aus der Originalsubstanz (< 10 mm)

- Trockenmasse (TS) in % nach DIN ISO 11465
- Glühverlust in % TS nach DIN 38414 S3
- pH-Wert (CaCl<sub>2</sub>) nach DIN ISO 10390
- Stickstoff ges. in g/kg TS nach DIN 19684 T4
- Wasserhaltekapazität in ml/100g

Zur Bestimmung der Wasserhaltekapazität wurde ein Filterpapier angefeuchtet und das gewogene, feuchte Filter in einen Glastrichter eingesetzt. Der Glastrichter wurde mit der abgewogenen Bodenprobe gefüllt. Mit einer Pipette wurde eine definierte Wassermenge auf den Boden getropft. Nachdem kein Wasser mehr abgelaufen ist, wurde die feuchte Bodenprobe mitsamt dem Filterpapier zurück gewogen. Aus der Differenz ergibt sich das Wasserhaltevolumen.

- Bestimmung des C/N-Verhältnisses

Die Bestimmung erfolgte mit Hilfe des C/N-Analyzers vom Typ Vario EL III der Firma Elementar Analysensysteme GmbH.

#### Bestimmung aus dem Königswasseraufschluss (DIN 38414 S7)

- Phosphorpentoxid in mg/kg TS
- Calcium in mg/kg TS nach DIN EN ISO 11885 (E22)
- Aluminium in mg/kg TS nach DIN EN ISO 11885 (E22)
- Al/Ca-Verhältnis: Das Al/Ca- Verhältnis ist der Quotient aus den Ionen-Äquivalenten beider Elemente

### 3.2.6 Zeitrahmen der Datenerhebung

Der zeitliche Ablauf der Datenerhebung 2001 und 2002 ist nachfolgend dargestellt (vgl. Abb. 3-3).

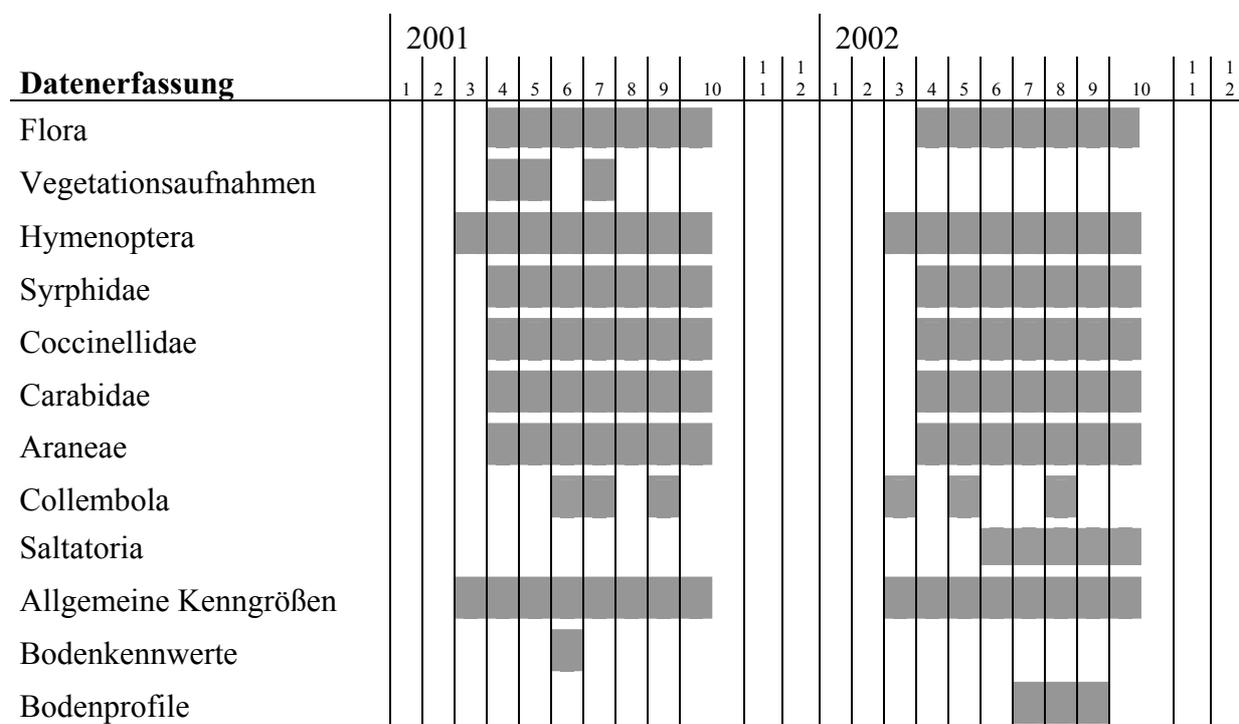


Abb. 3-3: Zeitlicher Ablauf der Datenerfassung

### 3.3 **Datenauswertung**

#### 3.3.1 **Anlage der Datenbanken und Tabellen**

Die aufgenommenen Daten wurden in MS-Access<sup>TM</sup>- und MS-Excel<sup>TM</sup>-Datenbanken eingegeben. Folgende Datenbanken liegen vor:

Access-Datenbank: Für jede untersuchte Tiergruppe (Carabidae, Araneae, Syrphidae, Hymenoptera, Coccinellidae, Saltatoria, Collembola) ist eine eigene Access-Datenbank angelegt worden. Die Eingabe der Rohdaten erfolgte bei allen Tiergruppen entsprechend der Eingabemaske: Arname, Datum, Nummer der Aufnahmefläche, Anzahl, Geschlecht, Reifezustand (juvenil, adult).

Bei den Tiergruppen, die z.T. auch außerhalb der Aufnahmeflächen erfasst wurden (Syrphidae, Hymenoptera, Coccinellidae, Saltatoria), sind neben den Bezeichnungen der 72 Aufnahmeflächen (J11, J12...WR4) auch die jeweilige Flächenbezeichnung (J1, J2...WR) als zusätzliche Flächenangabe eingegeben worden (vgl. Kap. 3.2.4.4, Tab. A7-A10).

Excel-Datenbanken: Die Vegetationsaufnahmen sowie die standortökologischen Daten sind in Excel-Datenbanken eingegeben worden. Hierbei beinhaltet eine Spalte die Daten einer Aufnahmefläche (vgl. Tab. 3-1).

#### **Grund-Datenbank**

Für die Ordination und Klassifikation der Biozönosen sind die Daten der einzelnen Datenbanken in einer Excel-Datenbank (=Grund-Datenbank) vereinigt worden. Hierzu wurden aus den Access-Datenbanken Kreuztabellen erstellt, in denen die Anzahl der Tierfänge pro Art und Aufnahmefläche aufsummiert wurden. Diese wurden dann mit den Datenbanken der Vegetation und der standortökologischen Kenngrößen zu einer großen Excel-Datenbank (=Rohtabelle, d.h. Datentabelle ohne Auswertung) vereinigt (vgl. Tab. 3-1).

Eine Spalte beinhaltet hierbei das Artenspektrum sowie die Häufigkeit der gefundenen Arten (Vegetation: Braun-Blanquet-Skala; Fauna: absolute Fangzahlen), die Zeile zeigt das Verteilungsmuster einer Art über die 72 Aufnahmeflächen (=Spalten). Der Tabellenkopf enthält die standortökologischen Kenngrößen der jeweiligen Aufnahmefläche, vor allem deren genaue 'Ortsbezeichnung'.

Tab. 3-1: Schema der Grund-Datenbank (Excel-Datenbanken)

(B= Brache, M= Mahd; J= Jülich, L= Leipzig, W= Würzburg)

Lfd.Nr. :	1	2	3	4	5	....	25	26	27	....	72
Fläche :	J1	J1	J1	J1	J2		L1	L1	L1		WR
Aufn.Nr./Fläche :	1	2	3	4	1		1	2	3		4
<b>Kenngrößen:</b>											
pH-Wert (CaCl <sub>2</sub> )	5,7	6,5	7,0	6,9	5,7	....	7,0	6,8	5,9	....	7,6
Nutzung	B	B	B	B	B	....	B	B	B	....	M
.... etc.											
<b>Arten:</b>											
Pflanze a	1	+	r	.	.	....	3	1	+	....	5
Pflanze b	1	.	.	+	.		.	r	2		3
...etc.											
Aranee a	10	2	.	1	1	....	3	8	1	....	.
... etc.											
Carabide a	.	5	.	3	25	....	11	6	.	....	37
...etc.											
Syrphide a	2	.	.	1	2	....	1	1	5	....	3
... etc.											

Nach diesem Beispiel (vgl. Tab. 3-1) konnte die Pflanze a und b mit einer Deckung von 1, die Spinne a in 10 Individuen und die Schwebfliege a in 2 Individuen auf der Aufnahme­fläche J11 (Jülich-Untersuchungsfläche1-Aufnahme­fläche 1) nachgewiesen werden. Der pH-Wert von J11 liegt bei 5,7 und die Aufnahme­fläche wird nicht gemäht (Brache).

Die Angaben zu Fangzahlen außerhalb der Aufnahme­flächen (vor allem mobilere Arten) werden als zusätzliche Informationen zur qualitativen Beurteilung der einzelnen Arten herangezogen, ebenso wie Kenntnisse über Nistplätze (Hymenopteren), Blühangebot etc..

### 3.3.2 Qualitativ-ökologische Auswertungsmethodik

Der tabellarische Vergleich der einzelnen Aufnahme­flächen, d.h. die Tabellen-Sortierung, bildet den wesentlichen Kern der qualitativ-ökologischen Datenauswertung. Ziel der Tabellen-Sortierung ist die **Erarbeitung eines Merkmalskerns ‘wiederholt vorkommender gemeinsamer Arten’**. Von der Erstellung der ‘Rohtabelle’ (= Grund-Datenbank) bis hin zur ‘geordneten Tabelle’ (= Sortierte-Tabelle) sind mehrere Arbeitsschritte notwendig, die u.a. bei DIERSCHKE (1994) ausführlich beschrieben sind. Als weiterführende Quellen zur qualitativ-ökologischen Auswertungsmethodik sind zu nennen: BRAUN-BLANQUET (1921, 1928,

1964), BERGMEIER et al. (1991), GLAVAC (1996), LENNARTZ (2003), MATUSZKIEWICZ & MATUSZKIEWICZ (1981), MORAVEC (1981), PEPPLER (1992), ROSS-NICKOLL (2000).

### 3.3.2.1 Das Prinzip der Vorgehensweise

Bei der Sortierung der Grund-Datenbank (= Tabellen-Sortierung) ist das erste Kriterium das Präsenz/Absenz-Prinzip. Das entscheidende Merkmal für die Zugehörigkeit einer Aufnahme-fläche zu einem Biozönose-Typ ist das Vorhandensein oder Fehlen von bestimmten, diagnos-tisch wichtigen Arten. Der Grad der Präsenz einer Art in einem Aufnahme-Kollektiv wird hierbei durch ihre relative (prozentuale) Stetigkeit ausgedrückt. Statistisch gesehen ist sie (eine repräsentative Stichprobe vorausgesetzt) ein Maß für die Wahrscheinlichkeit, die betreffende Art in Beständen eines Biozönose-Typs anzutreffen.

Das Prinzip der Tabellen-Sortierung beruht demnach ausschließlich auf dem Verteilungs-muster der Arten. Die Flächenzugehörigkeit oder die taxonomische Einheit sind hierbei unwesentlich. Rein technisch erfolgt die Tabellen-Sortierung durch die Verschiebung der Zeilen und Spalten der Grund-Datenbank. Hierdurch werden die Arten zusammengestellt, die ein ähnliches Verbreitungsmuster aufweisen, und die Aufnahme-flächen zu einer Gruppe zusammengeführt, die eine ähnliche Artenkombination zeigen.

#### Aufbau der Sortierten-Tabelle

Der Aufbau der sortierten Grund-Datenbank besteht aus zwei Grundeinheiten: der Ebene der Differentialartengruppen (d) und Ebene der Grundartengruppen.

Mittels der Grundartengruppen (im Sinne der Botanik Assoziations-, Verbands-, Ordnungs-, Klassenkennarten, Begleiter mit hoher Stetigkeit, im Sinne der Zoozönologie ökologische Gruppen) werden Grundeinheiten definiert. Anhand der Differentialartengruppen (d) wird diese Grundeinheit weiter unterteilt. Die Anordnung der Differentialartengruppen folgt einem Gradienten (z.B. Basengehalt, Feuchte-Gradient) innerhalb der Grundartengruppen. Handelt es sich um zwei oder mehr Gradienten, müssen aufgrund der zweidimensionalen Dar-stellungsweise die übrigen Gradienten (z.B. Struktur-Gradient, Nährstoff-Gradient) dem ersten untergeordnet werden. Insgesamt ergibt sich ein diagonales Bild (vgl. Tab. 3-2).

Den diagnostischen Arten werden die Begleiter gegenüber gestellt, was bedeutet, dass sie keinen syntaxonomisch - diagnostischen Wert besitzen. Sie können aber auf Grund ihrer Dominanz entscheidend am Aufbau der Biozönose beteiligt sein.

Einzeltabellen und Übersichtstabellen (=Stetigkeitstabellen)

In den Einzeltabellen werden alle Aufnahmen ‘einzeln’ eingegeben und ausgewertet. Bei umfangreichen Datenmengen ist es sehr schwierig, die Ergebnisse übersichtlich in Form von Tabellen darzustellen und bei der Tabellen-Sortierung die ‘Übersicht’ zu bewahren. So besteht die vorliegende Sortierte-Tabelle aus 72 Spalten (= Aufnahmeflächen) und > 700 Zeilen ( $\geq 700$  Arten). Aus diesem Grunde müssen nicht nur die Einzeltabellen in mehrere Tabellen untergliedert, sondern zudem “komprimierte Übersichtstabellen“ erarbeitet werden.

Tab 3-2: Aufbau der Sortierten-Tabelle (schematische Darstellung)

Grundeinheit 1			Grundeinheit 2	
1	2	3	1	2
1a ..... 1b	2a ..... 2b		1a ..... 1b	

**d Differentialartengruppe**

1 Gradient (u.a. Basengehalt)

Artengruppe a

Artengruppe b

Artengruppe c

2 Gradient (u.a. Struktur)

Artengruppe d

Artengruppe e

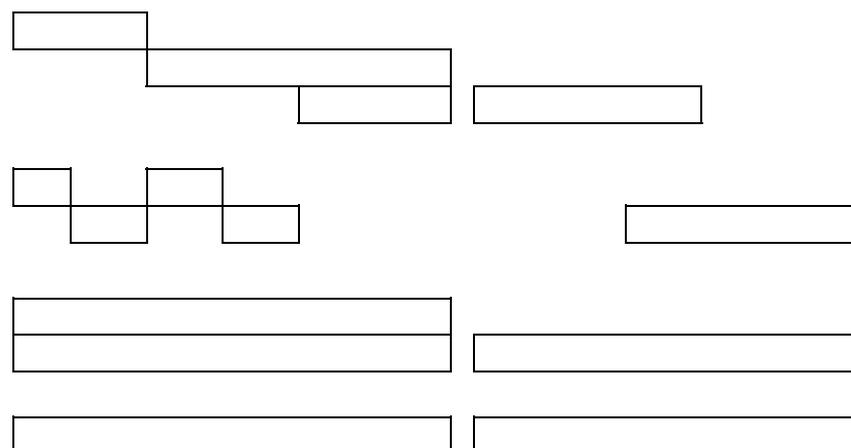
**Grundartengruppen**

Kennartengruppe 1

Kennartengruppe 2

Begleiter

mit hoher Stetigkeit



Aus diesem Grunde werden Stetigkeitstabellen (= Übersichtstabellen) erstellt. Mit ihrer Hilfe können beliebig viele Daten einer Sippe auf einen Wert komprimiert werden (Sippen-Stetigkeit). Bezugsbasis bildet hierbei die ‘Sortierte-Tabelle’, aus der die Stetigkeit jeder Art pro festgestellter Verbreitungseinheit ermittelt werden kann. Bei der Ausgabe der Stetigkeiten gibt es mehrere Möglichkeiten:

a. Ausgabe als römische Zahlen

Die Stetigkeitsklassen sind folgendermaßen definiert:

I	0-20%	IV	60-80%
II	20-40%	V	80-100%
III	40-60%		

b. Ausgabe als absolute Werte (z.B.)

0,10	10%	0,3	30%
0,15	15%	etc...	
0,20	20%	1,00	100%

Die Auswahl der Stetigkeitseinteilung ist abhängig von der Aufnahmezahl pro Einheit. Sind nur wenige Aufnahmen pro Einheit vorhanden, werden statt der relativen die absoluten Stetigkeiten angegeben. Zudem wird als Hochzahl an jeder Stetigkeitsklasse die minimale und maximale Häufigkeit der Art nach der Braun-Blanquet-Skala bzw. die absoluten Fangzahlen angefügt.

**Die Übersichtstabelle (Stetigkeitstabelle) ist somit ein Maß, das besagt, mit welcher Wahrscheinlichkeit eine Art in einer Einheit vorhanden ist, und in welcher Häufigkeitsspanne sie auftritt.**

### 3.3.2.2 Definition der Biozönose und Gliederungssystem

Im Rahmen der qualitativ-ökologischen Auswertungsmethodik werden über das Verteilungsmuster der Arten die einzelnen Aufnahmeflächen zu Gruppen zusammengestellt. Diese "Gruppe von Aufnahmeflächen" bilden eine Einheit, die man im Sinne von "sich wiederholenden Artenkombinationen" als eine Biozönose auffassen kann (vgl. MÖBIUS 1877, SSYMANK et al. 1993). Um das Verteilungsmuster der einzelnen Arten zu systematisieren, werden auch die einzelnen Arten zu Gruppen zusammengestellt, die eine gleichartige standortökologische Differenzierung erkennen lassen (= ökologische Gruppen). Diese ökologischen Gruppen kann man als Differentialartengruppen auffassen, da die ökologischen Gruppen aufgrund ihrer Präsenz bzw. Absenz Standorte voneinander trennen. Die Zusammenfassung von Aufnahmen zu Einheiten sowie die Gliederung folgen bestimmten Regeln, die nachfolgend kurz erläutert werden.

#### **Zusammenfassung von Aufnahmen zu Einheiten**

Die Einheit wird vornehmlich definiert über die Kombination der Differentialartengruppen (=ökologische Gruppen). Für die Zusammenfassung von Aufnahmen zu einer Einheit gelten in Anlehnung an PEPLER (1992) folgende Grundregeln:

1. Eine Aufnahme eines bestimmten Aufnahme-Kollektivs muss mindestens eine Differentialart des betreffenden Aufnahme-Kollektivs enthalten.

2. Wird nur eine Art als Differentialart gewertet, muss sie in allen Aufnahmen auftreten (= Stetigkeit von 100%).
3. Bei Differentialartengruppen kann die Stetigkeit der einzelnen Arten geringer sein, wobei mindestens eine oder mehrere Arten eine Stetigkeit von III (50%) aufweisen müssen. Daneben können Differentialarten mit geringerer Stetigkeit vorhanden sein, wenn sie dem Mindestanspruch einer Differentialart genügen.

Trotz dieser Regeln bleibt einiges der Einschätzung des Bearbeiters überlassen. So sind z.B. nicht alle Differentialarten einer Artengruppe gleich, da Arten innerhalb einer Differentialartengruppe als schwächere oder stärkere Trennarten eingestuft werden können.

Die Grundartenkombination (vgl. Tab. 3-2) wird für die Vegetation durch das bereits bestehende syntaxonomische System festgelegt, d.h. welche Pflanzenarten als Assoziations-, Verbands-, Ordnungs-, und Klassenkennarten zu werten sind, folgt in erster Linie den Einstufungen von DIERSCHKE (1996). In der Zoozönologie gibt es keine vergleichbare Einteilung. Daher wird die formationsbezogene Auswertung der einzelnen Taxa soweit wie möglich selbst aufgestellt. Die Einstufung der Taxa ergibt sich hierbei aus dem Verteilungsmuster der einzelnen Tierarten im Rahmen der eigenen Untersuchung sowie den Angaben aus der Literatur. Da die Zuordnung der Arten zu den Gruppen formationsbezogen durchgeführt wird, bezieht sich in dieser Untersuchung die syntaxonomische Einordnung auf die Formation Grünland. Die Verbreitung der Arten in den beiden anderen Formationen Wald-Strauch und Acker wird hier bei der Benennung der Grundartengruppen nicht berücksichtigt, bei der ökologischen Interpretation jedoch genutzt.

Durch die Differentialartengruppen (d) (vgl. Tab. 3-2) werden die vorher anhand der Grundartengruppen festgelegten Grundeinheiten weiter untergliedert. Auch die Aufstellung der Differentialartengruppen (d) richtet sich nach den angegebenen Regeln.

### ***Auswahl des Gliederungssystems***

Für die biozönologische Systematisierung wird das von ROß-NICKOLL (2000) und LENNARTZ (2003) entwickelte mehrdimensionale Gliederungssystem in Anlehnung an PEPPLER (1992) und MATUSZKIEWICZ & MATUSZKIEWICZ (1981) angewandt.

Eine ausführliche Beschreibung der mehrdimensionalen Untergliederung liefert PEPPLER (1992). Für die vorliegende Klassifikation werden grundsätzlich sechs Haupt-Gliederungsstränge unterschieden:

- **E-Varianten (EVar.) = edaphisch bedingte Varianten**

Die E-Varianten ergeben sich aufgrund von Unterschieden in Bezug auf die verschiedenen Bodenfaktoren. Als Einzel-Faktoren wirken u.a. pH-Wert, Basengehalt, Bodenfeuchte, Bodentyp, Bodenart etc.. Lassen sich Differenzialgruppen hauptsächlich einem Faktor zuordnen, wird dies in der Tabelle mittels Beschreibung des Faktors dargestellt, z.B. Artengruppen basen-kalkarmer Standorte. Die Benennung der Artengruppen erfolgt unter Angabe eines bzw. zweier wichtiger Vertreter aus der bestimmenden Artengruppe (z.B. *Calathus ambiguus*-Gruppe).

- **S-Varianten (SVar.) = strukturbedingte Varianten**

Unter dem Haupt-Gliederungsstrang S-Varianten werden Artengruppen aufgelistet, die sich vornehmlich aus strukturellen Unterschieden ergeben wie z.B. Süd-Hang, Nord-Hang, Gebüsch-Anbindung etc.

- **N-Varianten (NVar.) = nutzungsbedingte Varianten**

Unterschiede in der Nutzung wie Mahd, Brache oder Beweidung führen zu Veränderungen der Artenkombination. Diese Veränderungen werden unter dem Gliederungsstrang nutzungsbedingte Variante entsprechend dargestellt.

- **H-Varianten (HVar.) = höhenbedingte Varianten**

Durch die höhen bedingten Varianten können Gradienten in bezug zur Höhenlage (planare Region, montane Region etc.) erfasst werden.

- **G-Varianten (GVar.) = geographisch bedingte Varianten**

Verschiebungen in der Artenkombination im West-Ost- bzw. Nord-Süd-Gradient können unter diesem Gliederungsstrang dargestellt werden.

Aus den Kombinationsmöglichkeiten der Varianten der sechs Gliederungsstränge mit den jeweiligen Artengruppen kann eine Grundeinheit in kleinste Untereinheiten (=Varianten, Ausbildungen) zerlegt werden. Hierbei sind die einzelnen Gliederungsstränge frei kombinierbar. So kann z.B. eine strukturbedingte Variante in mehreren edaphischen Varianten auftreten. Die Zahl der Varianten ist nicht festgelegt und ergibt sich aus den Differentialartengruppen. Eine Benennung der Varianten erfolgt unter Angabe wichtiger Vertreter der einzelnen Differentialartengruppen.

Eine Zuordnung der Differentialartengruppen zu einem bestimmten (Haupt-)Faktor ist natürlich nicht immer gegeben, da Artengruppen auf einen Faktorenkomplex reagieren. Wirken z.B. der Basengehalt und die Bodenfeuchte gemeinsam, kann nur eine E-Variante als Ausdruck der Gesamtheit der edaphischen Bedingungen (Bodenfeuchte, Nährstoffgehalt, Bodenart) beschrieben werden (Faktorenkomplex-Variante). Sollte eine Artengruppe keinem (Haupt) Faktor (edaphische-, strukturelle- makroklimatische-Faktoren) entsprechen, wird diese Untereinheit in einem neutralen Gliederungsstrang dargestellt, also ohne Voranstellung

des Faktorenkomplex-Kürzels (E-, S-, H-, N- usw.). Es wird aber immer versucht, im Vergleich mit den standortökologischen Aufnahmen, die jeweiligen ökologischen Gruppen einem Hauptfaktor zuzuordnen.

### **3.3.2.3 Auswertung standortökologischer Faktoren** ***Qualitativ-ökologische Auswertungsmethodik***

Auf der Basis der vorher durchgeführten Tabellen-Sortierung und der sich daraus ergebenden Einheiten (Biozönose-Typ und deren Varianten) erfolgt für jede Einheit und jeden aufgenommenen Faktor eine Berechnung des Mittel- sowie des Medianwertes. Durch die Ermittlung des 1. Quartils und des 3. Quartils wird die standortökologische Amplitude der definierten Einheit pro Faktor festgelegt. Die Berechnung der Quartilen ist der Berechnung der Minimum- bzw. Maximumwerte vorgezogen worden, da Extremwerten eine zu hohe Bedeutung zukommt. Die Quartilen (= standortökologische Grenzwerte) können als Empfindlichkeitsschwellen der Einheiten in Bezug auf einen Faktor gewertet werden (=Schwellenwerte). Aus dem Vergleich der standörtlichen Amplituden unter Berücksichtigung des Median- und Mittelwertes zweier Einheiten können zudem Aussagen darüber gemacht werden, ob der entsprechende Faktor für die Differenzierung der Einheiten verantwortlich ist oder nicht. Möglichkeiten der genauen 'Grenzziehung' werden anhand der konkreten Ergebnisse dargestellt und diskutiert.

Für manche Faktoren können keine numerischen Angaben gemacht werden, wie z.B. für die Exposition (Süd-Hang, Nord-Hang etc.), Beschattung oder Nutzung. Hier müssen die Faktoren entsprechend kategorisiert werden.

### 3.3.3 Mathematisch-Statistische Auswertungsmethodik

#### 3.3.3.1 Auswahl der Gruppen für mathematisch statistische Analyse und Behandlung der Daten

In die mathematisch-statistische Auswertung wurden nur die Gruppen einbezogen, die aufgrund der Fangmethode und ihres Verhaltens eindeutig dem punktgenauen Versuchsraster von 72 Aufnahme Flächen zuzuordnen sind. Die Blütenbesucher, die Syrphiden und die Hymenopteren werden aufgrund ihrer hohen Mobilität in dieser Auswertungsmethode nicht betrachtet.

Als Grunddatensatz für die Korrespondenzanalysen und die Kanonischen Korrespondenzanalysen wurde für jedes Taxon (Vegetation, Carabiden, Araneen, Collembolen) jeweils der gleiche Datensatz verwendet.

Bei der Vegetation wurde die Skala von Braun-Blanquet (vgl. Kap. 3.2.3) in eine sechsstufige Skala transformiert, wobei die Klassen r und + zur Klasse 1 zusammengefasst wurden und die übrigen Klassen 1-5 als neue Klassen 2-6 erhalten bleiben.

Bei den Analysen der Carabiden, Araneen und Collembolen wurden die Fangsummen pro Art aus zwei Jahren zugrunde gelegt. Für die Gesamtanalysen der vier verschiedenen Gruppen wurden die Daten so transformiert, dass alle Arten mit der gleichen Gewichtung in die Analyse eingehen. Dazu wurden die in den Einzelanalysen verwendeten Daten pro Art in relative Abundanzen überführt. Jeder Wert innerhalb einer Art wurde in durch den maximalen Wert, der für diese Art gefunden wurde, dividiert, so dass alle Werte der Gesamtanalysen zwischen 0 und 1 liegen. Dominanzen wurden bewusst nicht verwendet (wie z. B. bei RÖMBKE et. al. 2002), damit die Querbezüge der Verteilung innerhalb einer Art über die verschiedenen Standorte in den Daten erhalten bleiben.

#### 3.3.3.2 Von der Artenliste zur Kreuztabelle (search for block structures)

Ausgangspunkt zu multivariaten Auswertungsverfahren sind Artenlisten zu mehreren Probenahmestellen (sites). Diese beinhalten Pflanzendaten und Tierdaten (species). Es soll ermittelt werden wie sich die Untersuchungsstellen in ihrer Artenzusammensetzung unterscheiden.

In dieser Art ist die Darstellung (vgl. Tab. 3-3) aber ungeeignet für den Vergleich von Probenahmestellen. Besser wäre eine Darstellung, die alle Informationen ohne Informationsverlust auf einmal darstellt. Dies ist möglich mit einer Kreuztabelle.

Tab. 3-3: Artenlisten und relative Häufigkeiten der Organismen (PArt = Pflanzenart, TArt = Tierart)

	site 1	site 2	site 3
<b>Flora</b>	PArt1 2b	PArt1 1	PArt3 2b
	PArt2 +	PArt3 r	PArt5 1
	PArt3 1	PArt4 2b	PArt1 1
<b>Fauna</b>	TArt1 2	TArt2 3	TArt6 106
	TArt2 10	TArt4 5	TArt2 2
	TArt3 3	TArt5 12	TArt4 7

Die **Kreuztabelle** trägt in den Zeilen die gefundenen Arten, in den Spalten die Untersuchungsstandorte und an den Kreuzpunkten die ermittelten Abundanzen bzw. Deckungsgrade (vgl. Tab. 3-4).

Tab. 3-4: Kreuztabelle

	site1	site2	site3
<b>PArt1</b>	2b	1	1
<b>PArt2</b>	+		
<b>PArt3</b>	1	r	r2b
<b>PArt4</b>		2b	
<b>PArt5</b>			1
<b>TArt1</b>	2		
<b>TArt2</b>	10	3	3
<b>TArt3</b>	3		
<b>TArt4</b>		5	7
<b>TArt5</b>		12	
<b>TArt6</b>			106

Tab. 3-4 stellt eine  $m \times n$  Matrix dar ( $m$  = Anzahl der Zeilen = Anzahl der Arten) ( $n$  = Anzahl der Spalten = Anzahl der sites). Die Tabelle enthält  $n$  **Spaltenvektoren** (Aufnahmewerte der Arten einer site) und  $m$  **Zeilenvektoren** (Aufnahmewerte einer Art an allen sites). Alle Daten sind nun in einer Tabelle zusammengefasst, und es kann mit der Suche nach Mustern in den Daten begonnen werden.

Untersucht wird, ob es sites gibt, die sich in ihrer Artenzusammensetzung ähnlicher sind als andere bzw. ob bestimmte sites von anderen abgegrenzt werden können. Durch Sortieren der Tabelle können die Strukturen sichtbar gemacht werden. Zu beachten ist, dass nur zeilen- oder spaltenweise sortiert werden darf, d.h. es darf nur die Reihenfolge kompletter Vektoren vertauscht werden, nicht die der Elemente innerhalb der Vektoren.

Statistisch gesehen suchen wir in der Tabelle nach sogenannten **clustern** (= block structures) von sites oder species. Eine idealisierte Tabelle könnte folgende Struktur aufweisen:

Tab. 3-5: Idealisierte Diagonalstruktur einer Datentabelle (aus JONGMAN et al. 1987). Column a: unsortierte Daten, Column b: sortierte Daten

Table 5.3 CA applied to artificial data (- denotes absence). Column a: The table looks chaotic. Column b: After rearrangement of species and sites in order of their scores on the first CA axis ( $u_1$  and  $x_1$ ), a two-way Petric matrix appears:  $\lambda_1 = 0.87$ .

Column a		Column b		$u_1$
Species	Sites 1 2 3 4 5 6 7	Species	Sites 1 7 2 4 6 5 3	
A	1 - - - - -	A	1 - - - - -	-1.40
B	1 - - - - 1	B	1 1 - - - -	-1.24
C	1 1 - - - 1	C	1 1 1 - - -	-1.03
D	- - - 1 1 1 -	E	- 1 1 1 - - -	-0.56
E	- 1 - 1 - - 1	F	- - 1 1 1 - -	0.00
F	- 1 - 1 - 1 -	D	- - - 1 1 1 -	0.56
G	- - 1 - 1 1 -	G	- - - - 1 1 1	1.03
H	- - 1 - 1 - -	H	- - - - - 1 1	1.24
I	- - 1 - - - -	I	- - - - - - 1	1.40
			1 1 0 0 0 1 1	
		$x_1$	4 0 6 0 6 0 4	
			0 8 0 0 0 8 0	

Es ergeben sich ganz bestimmte Artengruppen (vgl. Tab. 3-5), die nur in einer bestimmten Gruppe von Untersuchungsstandorten vorkommen, in anderen aber nicht. Idealerweise ergibt sich nach dem Sortieren eine **Diagonalstruktur** in der Tabelle.

Diese Diagonalstruktur bildet einen (zunächst hypothetischen) zugrunde liegenden **ökologischen Gradienten** ab, der durch **Standortfaktoren** wie z.B. die Bodenfeuchte bestimmt wird. Die Tier- und Pflanzenarten nischen sich entlang dieses Gradienten entsprechend ihrer Ansprüche ein. Die Suche nach solchen Gradienten in den Datensätzen ist ein wesentliches Anliegen biozöologischer Untersuchungen. Werden solche Strukturen gefunden, kann ein Gradient postuliert werden, der in nachfolgenden Untersuchungen zu konkretisieren ist, z.B. mit Hilfe gemessener Umweltparameter. Eine solche Sortierarbeit wird seit langem in der klassischen Pflanzensoziologie unter Zuhilfenahme vieler Erfahrungswerte angewandt.

### 3.3.3.3 Two-way-weighted averaging

Die Suche nach den zugrunde liegenden Gradienten in solchen Datensätzen beschäftigt schon seit ca. 100 Jahren v.a. die Pflanzensoziologen. Vor ca. 20 Jahren wurde von MARC O. HILL eine multivariate Methode mit Namen **Correspondence Analysis** in die Ökologie eingeführt. Dieses mathematische Analyseverfahren soll das Handsortieren automatisieren und basiert auf einem Algorithmus, der **reciprocal averaging** (wechselseitige Mittelwertbildung)

genannt wird. Dieser ist wiederum eine Erweiterung der 1962 von WHITTAKER vorgestellten Methode des **weighted averaging** (gewichtete Mittelwertbildung).

Dieses weighted averaging soll vorgestellt und auf den erhobenen Datensatz angewendet werden. Um die Standorte und Arten entlang eines ökologischen Gradienten anzuordnen (d.h. eine Diagonalstruktur in der Datentabelle zu finden) geht man von einem so genannten **uni-modalen response model** aus (vgl. Abb. 3-4). Dieses nimmt an, dass die Arten auf einen zugrunde liegenden Umweltgradienten in Form einer Glockenkurve reagieren. Damit besitzen sie für den betrachteten Parameter einen **minimalen** und **maximalen** sowie einen **Optimums-** oder **Indikatorwert**.

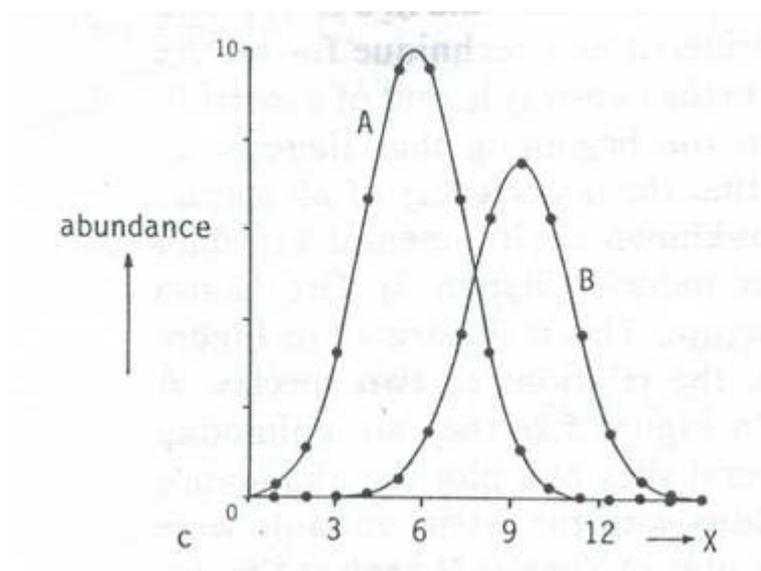


Abb. 3-4: Unimodal response (aus JONGMAN et al. 1987)

Der Optimumswert kann sowohl für die betrachteten Arten (species) als auch für die Standorte (sites) mit dem weighted averaging-Algorithmus berechnet werden. Zu diesem Zweck werden den Standorten in der Kreuztabelle zufällige Startwerte für die sogenannten **site-scores** zugeordnet (vgl. Tab. 3-5).

Aus diesen site scores (x) werden nun mit Hilfe der Abundanzen der Arten (y) die **species scores** (u) berechnet:

$$u_k = \frac{\sum_{i=1}^n y_{ki} x_i}{\sum_{i=1}^n y_{ki}} \quad (\text{Eq. 1})$$

$y_{ki}$ = Abundanz der Art k in site i $x_i$ = site score für site i $u_k$ = species score der Art k $n$ = Anzahl der sites
---

Tab. 3-5: Rohdatentabelle mit Startwerten der site scores (aus JONGMAN et al. 1987)

Table 5.1a		Sites (i)										$u_k$
Species	$k$	00000000011111111112	1234567890	1234567890								
Ach mil	1	13	222	4				2				7.31
Agr sto	2	48	43	45	447			5				11.33
Rir pra	3							2	3			18.20
Alo gen	4	272	53	85	4							9.03
Ant odo	5		432	4				4	4			11.24
Bel per	6	3222		2					2			6.62
Bro hor	7	4	32	2	4							5.60
Che alb	8						1					13.00
Cir arv	9	2										4.00
Ele pal	10		4		458			4				14.84
Ely rep	11	44444		6								4.38
Emp nig	12								2			19.00
Hyp rad	13					2			2	5		16.78
Jun art	14			44			33		4			13.39
Jun buf	15			2	4	43						10.54
Leo aut	16	52233332352222								2562		10.94
Lol per	17	75652664267								2		6.31
Pla lan	18	555		33						23		9.27
Poa pra	19	44542344444			2					13		7.25
Poa tri	20	2765645454			49				2			7.25
Pot pal	21									22		14.50
Ran fla	22			2		2222				4		15.14
Rum ace	23		563	2	2							6.89
Sag pro	24		5		22	242					3	10.35
Sal rep	25										335	19.18
Tri pra	26				252							6.00
Tri rep	27	52125223633261								22		9.47
Vic lat	28				12					1		12.50
Bra rut	29	2226222244					44			634		12.02
Cal cus	30							4	3		3	16.40
$x_i$							11111111112					
							1234567890					

←Startwerte für die site-scores

Nach den species scores werden nun die Zeilen der Tabelle aufsteigend sortiert und daraus neue site scores berechnet (vgl. Tab. 3-6):

$$x_i = \frac{\sum_{k=1}^m y_{ki} u_k}{\sum_{k=1}^m y_{ki}} \quad (\text{Eq. 2})$$

$y_{ki}$  = Abundanz der Art  $k$  in site  $i$   
 $x_i$  = site score für site  $i$   
 $u_k$  = species score der Art  $k$   
 $m$  = Anzahl der species

Es zeigt sich bereits eine deutliche Diagonalstruktur, die sich durch spaltenweises Sortieren der Tabelle nach den aufsteigenden site scores noch verbessern lässt (vgl. Tab. 3-7) und sich an den gewichteten Mittelwerten der Arten orientiert.

Tab. 3-6: Tabelle mit berechneten und sortierten species scores sowie neu berechneten site scores (aus JONGMAN et al. 1987)

Table 5.1b		
Species	Sites (i)	
<i>k</i>	00000010011101111112 12534706931288764590	<i>u<sub>k</sub></i>
9 Cir arv	2	4.00
11 Ely rep	44444 6	4.38
7 Bro hor	42 324	5.60
26 Tri pra	2 2 5	6.00
17 Lol per	752656662 7 42	6.31
6 Bel per	3222 2 2	6.62
23 Rum ace	5 3 62 2	6.89
19 Poa pra	44254443424 431	7.25
20 Poa tri	2766554459 44 2	7.25
1 Ach mil	132 242 2	7.31
4 Alo gen	2 72 35 85 4	9.03
18 Pla lan	5 535 3 32	9.27
27 Tri rep	5221265323322 612	9.47
24 Sag pro	5 22242 3	10.35
15 Jun buf	2 43 4	10.54
16 Leo aut	53223332252352 2262	10.94
5 Ant odo	4 243 4 4	11.24
2 Agr sto	48 35 44 744 5	11.33
29 Bra rut	2222262 4426 4 434	12.02
28 Vic lat	1 2 1	12.50
8 Che alb	1	13.00
14 Jun art	4 4 3 3 4	13.39
21 Pot pal	22	14.50
10 Ele pal	4 845 4	14.84
22 Ran fla	2 2 222 4	15.14
30 Cal cus	34 3	16.40
13 Hyp rad	2 2 5	16.78
3 Rir pra	2 3	18.20
12 Emp nig	2	19.00
25 Sal rep	3 35	19.18
	11111111	
<i>x<sub>j</sub></i>	67788888899900122234 ..... 24901134867737868983 56348878043849124796	

Wird nun diese Berechnung immer wieder wechselseitig für sites und species durchgeführt, stabilisieren sich die scores nach einigen Rechenzyklen. Diese Vorgehensweise bezeichnet man als **reciprocal averaging** und bildet die Grundlage der **Korrespondenzanalyse (Correspondence Analysis, CA)**, eines häufig angewandten Verfahrens zur **Ordination multivariater** Datensätze (*multivariat*, da jede Art in der Tabelle statistisch gesehen eine eigene Variable darstellt), (Ordination aus dem engl., abgeleitet vom dt. Ordnung).

**Anmerkung:** Nach mehreren Zyklen tritt das Problem auf, dass zwar die Dispersion (Trennung der sites und species anhand der scores) zunimmt, die Absolutwerte der scores jedoch rasch abnehmen. Aus diesem Grund müssen die scores nach jedem Rechenschritt neu skaliert werden. Hierzu gibt es verschiedene Verfahren. Eine Standardisierung des Wertebereichs auf 0 bis 1 wäre eine einfache Möglichkeit. Meist wird jedoch das so genannte Hill scaling angewandt, welches die Werte auf einen Mittelwert von 0 und eine Varianz von 1 standardisiert.



Tab. 3-8: Algorithmus der CA

1. Vergebe beliebige Startwerte für die site scores
2. Berechne die species scores (s. Eq. 1)
3. Berechne neue site scores (s. Eq. 2)
4. Skaliere die Achsen neu
5. Wiederhole die Schritte 2 bis 4 bis die scores konstant sind
6. Berechne weitere Achsen, die unabhängig von den Vorhergehenden sind

Zur Berechnung dieser Analyse gibt es verschiedene Ordinationsprogramme, so z.B. das hier verwendete **CANOCO**.

Die Ordinationsachsen sind sehr abstrakt und es stellt sich die Frage wie man das Ergebnis der CA anschaulich darstellen kann.

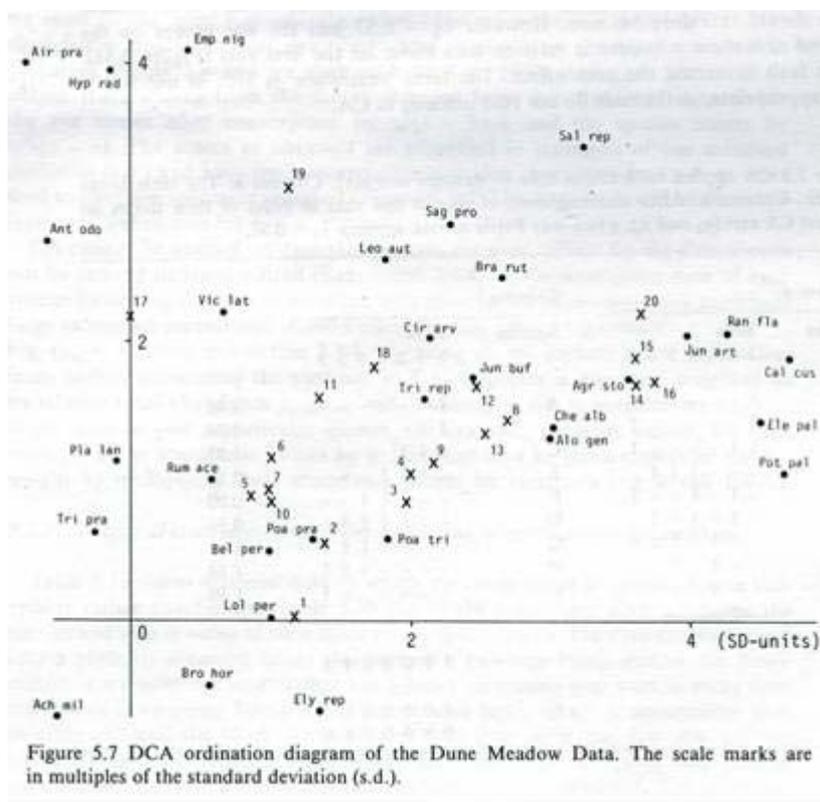


Abb. 3-5: Ordinationsdiagramm einer Korrespondenzanalyse (aus JONGMAN et al. 1987)  
(Kreuze markieren Standorte, Punkte markieren Arten)

Jeder Standort (ebenso jede Art) besitzt für die extrahierten Achsen (AX1, AX2, ...) einen score. Diese können in einem Diagramm gegeneinander aufgetragen werden, z.B. für die erste und die zweite Achse. Man erhält ein so genanntes **Ordinationsdiagramm**, das in sehr anschaulicher Weise das n-dimensionale Problem (da n unabhängige Variablen = Arten vorliegen) auf wenige Achsen reduziert:

In diesen Ordinationsdiagrammen (vgl. Abb. 3-5) liegen nun Standorte mit ähnlichem Artenspektrum bzw. Arten, die besonders häufig gemeinsam vorkommen, nah beieinander. Zusätz-

lich kann vermutet werden, dass Arten, die im Diagramm nahe an einem Standort liegen mit höherer Wahrscheinlichkeit an diesem Standort zu finden sind.

So können aus dem Diagramm sowohl Standortgruppen als auch Artengruppen abgelesen werden, die im Anschluss miteinander korreliert werden können.

**Anmerkung:** Die Unabhängigkeit der Achsen im Ordinationsdiagramm erkennt man daran, dass sie rechtwinklig zueinander stehen. Der Schritt der Entkopplung der Achsen wird daher auch als **Orthogonalisierung** bezeichnet.

Die Suche nach **Koinzidenzen** zwischen Artenspektrum und Umweltparametern kann auf vielfältige Art und Weise geschehen, so z.B. durch Einzeichnen von **Isolinien** (Linien, die alle sites mit gleichen numerischen Werten oder Eigenschaften verbinden) für bestimmte Parameter.

### 3.3.3.5 Kanonische Korrespondenzanalyse (CCA)

Eine **indirekte Gradientenanalyse** wie die CA sucht die Ordinationsachsen, die die sites und species möglichst weit voneinander trennen (= **Maximieren der Dispersion**). Wird ein Zusammenhang zu Umweltparametern gesucht, müssen diese in einem zweiten unabhängigen Schritt z.B. durch Einzeichnen in das Diagramm mit dem gefundenen Muster korreliert werden.

Kanonische Analysemethoden beziehen diese Umweltparameter direkt in die Berechnung mit ein, weshalb sie zu den so genannten **direkten Gradientenanalysen** gezählt werden. Ein Verfahren dieser Art stellt die kanonische Form der Korrespondenzanalyse, die **Canonical Correspondence Analysis (CCA)** dar, die ebenfalls im Programmpaket CANOCO enthalten ist. Sie berechnet die species scores mit einer linearen Kombination der gewichteten Summen der Umweltparameter:

$$x_i = c_0 + c_1 z_{1i} + c_2 z_{2i} + \dots + c_q z_{qi}$$

(Eq. 3)

$x_i$  = gewichtete Summe der Umweltparameter für site i  
 $c_q$  = Gewichtungsfaktor für Umweltvariable q  
 $z_{qi}$  = Wert der Umweltvariablen q in site i  
q = Anzahl der Umweltvariablen

Durch Auswahl der geeigneten Gewichtungsfaktoren werden site scores berechnet, die die Dispersion maximieren. Die CCA verbindet also Elemente der **Ordination** und der **Regression**.

Die Ordinationsdiagramme der CCA ähneln sehr stark denen der CA. Site bzw. species scores werden wieder auf die Achsen aufgetragen. Die Umweltparameter werden als Schwerpunktsvektoren aller sites im Diagramm (vgl. Abb. 3-6) eingezeichnet:

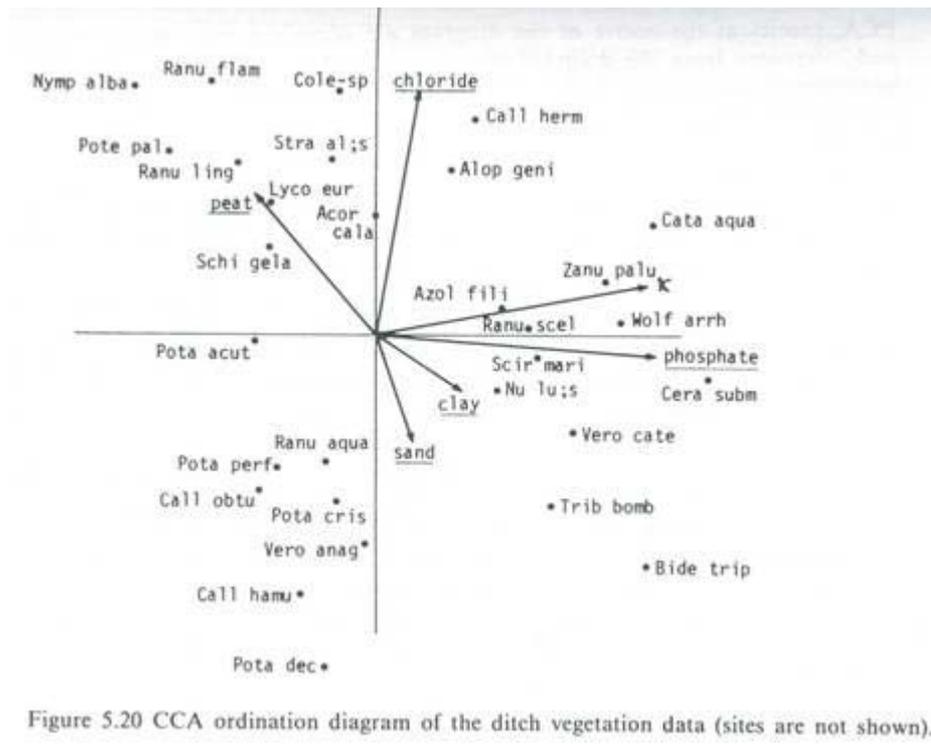


Abbildung 3-6: CCA-Diagramm (aus JONGMAN et al. 1987)

Die Stabilität der Korrelation der einzelnen Standortfaktoren in der CCA können mit einem Monte-Carlo-Permutations-Test überprüft werden. Im vorliegenden Bericht wurde die Korrelation jedes einzelnen Standortfaktors mit dem Gesamtdatensatz und den einzelnen Taxa überprüft. Nur bei hoch signifikantem Zusammenhang ( $p < 0,0060$ ) wurde der Faktor in die Analyse hinein genommen. Der korrigierte kritische p Wert liegt bei  $p_{krit} = 0,05/n = 0,05/8 = 0,00625$ .

## 4. Ergebnisse und Diskussion

### 4.1 *Flora und Fauna*

#### 4.1.1 *Arten und Individuenzahl*

Während der Vegetationsperioden von 2001 und 2002 wurden in den Untersuchungsräumen der Agrargebiete im Raum Jülich, Leipzig und Würzburg insgesamt 823 Pflanzen- und Tierarten der aufgenommenen Artengruppen nachgewiesen. Den 250 Pflanzenarten stehen insgesamt 573 Tierarten gegenüber. Mit 177 Arten bilden die Spinnen die artenreichste Tiergruppe, die Coccinelliden weisen mit 9 Arten die geringste Artenzahl auf (vgl. Tab. 4-1). Auf den Nichtzielflächen konnten insgesamt 786 Arten festgestellt werden.

Bei den Pflanzen ergibt sich ein Unterschied zwischen den Artenzahlen der Untersuchungsflächen (UF = 250 Arten) und den Aufnahmeflächen (AF = 196 Arten). Da im Rahmen der floristischen Bestandsaufnahmen alle Pflanzen der Untersuchungsflächen notiert wurden, begründet sich dieser deutliche Unterschied vor allem durch die Übergangsbereiche zwischen "ruderaler Glatthafer-Wiese" und angrenzenden Nutzungen (Weg, Acker). Auch bei den mobileren Tierarten (Syrphidae, Hymenoptera, Saltatoria) wurden in den Untersuchungsflächen mehr Arten (UF = 30 Arten mehr als in AF) und Individuen als in den Aufnahmeflächen bestimmt, da auch im Umfeld der Aufnahmeflächen Daten erhoben wurden. Diese Daten dienen primär der Absicherung und Ergänzung der nur in den Aufnahmeflächen nachgewiesenen Arten. Die Tabellen A3 bis A10 geben die Arten- und Fangzahlen der Untersuchungsflächen pro Taxon wieder.

Eine Übersicht über den gesamten Datensatz und die Fangergebnisse auf den Nichtzielflächen liefert die Tabelle 4-1. Die Angaben des gesamten Datensatzes beziehen sich auf 18 - und die der Nichtzielflächen auf insgesamt 15 Untersuchungsflächen. Da die 15 Untersuchungsflächen innerhalb der Agrargebiete überregionale Aspekte sowie extreme standortökologische Bedingungen widerspiegeln, können die Artenzahlen als Richtwerte genutzt werden, mit welchen Artenzahlen man innerhalb der Agrargebiete auf den "unbewirtschafteten, krautigen- und grasigen Felldrainen" zu rechnen hat. Insgesamt wird eine Artenzahl von ca. 800 Spezies als überschaubar eingestuft, so dass einer Hinzunahme weiterer Tiergruppen aufgrund der Praktikabilität nichts im Wege steht.

Die Individuenzahlen können aufgrund unterschiedlicher Fangmethoden nicht miteinander verglichen werden. So handelt es sich bei den Bodenfallen (Aufnahme: Araneen, Carabiden) um eine dauerhafte Fangeinrichtung, wohingegen bei der Datenerhebung der anderen Tiergruppen zeitlich begrenzte Aufnahmetechniken, d.h. Stichproben-Verfahren angewandt

wurden. Somit können die Individuenzahlen nur abhängig von der jeweiligen Fangmethode betrachtet werden. Die Artenzahlen hingegen sind vergleichbar, da die Methoden jeweils zu einem mehr oder weniger kompletten Artenspektrum führen.

Tab. 4-1: Arten- und Individuenzahlen der untersuchten Flächen über alle Taxa (Spinnen ohne juvenile)

Taxon	Gesamter Datensatz		Datensatz Nichtzielflächen	
	Artenzahl	Individuenzahl	Artenzahl	Individuenzahl
Pflanzen	250	qualitativ	238	qualitativ
Collembolen	48	2.074	47	1.753
Carabiden	135	23.589	132	17.736
Araneen	177	18.571	165	12.226
Saltatorien	16	qualitativ	15	qualitativ
Coccinelliden	9	483	8	408
Syrphiden	77	4.049	74	3.592
Hymenopteren	111	1.178	107	1.038
<b>Gesamt :</b>	823	49.944	786	36.753

#### 4.1.2 Repräsentanz (= Stetigkeit) der Arten in den Nichtzielflächen

Die Repräsentanz der Arten in den Nichtzielflächen kann durch ihre Stetigkeit verdeutlicht werden (vgl. Tab. 4-2). Grundlage für die Stetigkeitsberechnung liefert die Präsenz bzw. Abwesenheit der Arten in den einzelnen Aufnahmeflächen (insgesamt 60 AF, jeweils 20 AF pro Untersuchungsraum).

Betrachtet man die Artenzahlen (vgl. Tab. 4-2) innerhalb der drei Untersuchungsräume, ist festzustellen, dass die Jülicher Bördelandschaft deutlich geringere Artenzahlen aufweist, als der Leipziger und der Würzburger Raum. Mit Ausnahme der Collembolen und Coccinelliden zeigen die Jülicher Untersuchungsflächen bei nahezu allen Taxa niedrigere Artenzahlen. Vor allem bei den Pflanzen, den Syrphiden und den Carabiden konnten auf den Lössflächen in Jülich nur ca. die Hälfte an Arten nachgewiesen werden, wie auf den Sandflächen in Leipzig bzw. den Kalkflächen in Würzburg. Mit Ausnahme der Carabiden zeigen die Würzburger-Flächen über alle anderen Taxa höhere Artenzahlen als die Leipziger-Flächen.

Mit einer Stetigkeit von V treten in allen Aufnahmeflächen insgesamt 19 Arten auf, d.h. 2,6 % der insgesamt 739 Arten finden sich zu 80 bis 100 % in den einzelnen Aufnahmeflächen. Die hochsteten Arten verteilen sich über alle Taxa, wobei die Carabiden mit 5 Arten den höchsten Anteil besitzen. Zu den ersten Arten mit der höchsten Repräsentanz gehören *Trochosa terricola* (Aranee), *Parisotoma notabilis* (Collembole), *Arrhenatherum elatius* (Pflanze),

Tab. 4-2: Repräsentanz (=Stetigkeit) der Arten in den Agrargebieten

Untersuchungsraum Aufnahmeflächen	Gesamt 60 AF	Jülich 20 AF	Leipzig 20 AF	Würzburg 20 AF
<b>Artenzahlen Gesamt</b>	<b>739</b>	<b>319</b>	<b>464</b>	<b>483</b>
Pflanzen	188	63	99	122
Collembolen	47	34	27	31
Carabiden	132	52	100	80
Araneen	165	83	104	114
Saltatorien	15	9	11	11
Coccinelliden	8	7	6	4
Syrphiden	73	28	51	60
Hymenopteren	107	43	64	59
<b>V (80 – 100 %)</b>	<b>19</b>	<b>21</b>	<b>52</b>	<b>34</b>
Pflanzen	3	2	4	4
Collembolen	1	2	1	5
Carabiden	5	11	28	8
Araneen	4	4	12	10
Saltatorien	2	1	3	3
Coccinelliden	1	1	1	1
Syrphiden	3	0	3	3
Hymenopteren	0	0	0	0
<b>IV (60 – 80 %)</b>	<b>25</b>	<b>17</b>	<b>31</b>	<b>36</b>
Pflanzen	0	3	5	4
Collembolen	4	3	2	3
Carabiden	8	2	9	10
Araneen	10	4	8	9
Saltatorien	1	1	0	1
Coccinelliden	0	0	2	1
Syrphiden	1	3	5	5
Hymenopteren	1	1	0	3
<b>III (40 - 60%)</b>	<b>43</b>	<b>32</b>	<b>44</b>	<b>55</b>
Pflanzen	7	5	13	13
Collembolen	3	4	3	0
Carabiden	14	8	8	12
Araneen	9	12	12	17
Saltatorien	1	0	2	1
Coccinelliden	1	1	1	2
Syrphiden	5	2	3	7
Hymenopteren	3	0	2	3

Untersuchungsraum Aufnahmeflächen	Gesamt 60 AF	Jülich 20 AF	Leipzig 20 AF	Würzburg 20 AF
<b>II (20 – 40 %)</b>	<b>81</b>	<b>76</b>	<b>84</b>	<b>85</b>
Pflanzen	14	11	15	33
Collembolen	4	5	9	6
Carabiden	24	18	21	17
Araneen	25	28	22	16
Saltatorien	3	5	2	4
Coccinelliden	1	1	0	0
Syrphiden	7	5	10	7
Hymenopteren	3	3	5	2
<b>I (&lt; 20 %)</b>	<b>571</b>	<b>173</b>	<b>251</b>	<b>273</b>
Pflanzen	164	42	62	68
Collembolen	35	20	12	17
Carabiden	81	13	34	33
Araneen	117	35	50	62
Saltatorien	8	2	4	4
Coccinelliden	5	4	2	0
Syrphiden	57	18	30	38
Hymenoptern	104	39	57	51

*Pterostichus melanarius* (Carabide), *Lepthyphantes tenuis* (Aranee), *Melanostoma mellinum* (Syrphide) und *Chorthippus parallelus* (Saltatorie). Als namensgebende Art für den Biotop-typ “Glatthafer-Wiese“ ist der Glatthafer (*Arrhenatherum elatius*) die Art mit der dritt höchsten Repräsentanz.

Der Anteil der hochsteten Arten steigt innerhalb der einzelnen Untersuchungsräume von 2,6 % auf ca. 7,0 % für Jülich und Würzburg sowie auf 11,2 % in Leipzig an. Auch bei den steten Arten (Stetigkeit von IV) weisen die Leipziger Nichtzielflächen mit ca. 7 % die meisten Arten auf, 3,4 % der Arten treten zu 60 bis 80 % in allen Aufnahmeflächen auf. Somit besitzen mit ca. 18 % der Arten die Leipziger-Flächen das artenreichste Grundartenspektrum.

Am Grundaufbau der “ruderalen Glatthafer-Wiesen“ sind überregional 44 Arten beteiligt. Bemerkenswert ist, dass nur drei Pflanzenarten (drei Gräser: *Arrhenatherum elatius*, *Poa pratensis* agg., *Dactylis glomerata*) aber insgesamt 13 Carabiden und 14 Araneen sowie 5 Collembolen, 5 Syrphiden, 3 Saltatorien und 1 Hummel das Arten-Grundgerüst bestimmen. **Daher ergibt sich durch die integrative Betrachtung der Tiergruppen eine wesentlich stabilere Grundarten-Zusammensetzung, als rein botanisch betrachtet.**

Der Anteil der sporadisch auftretenden bzw. der nur lokal sehr spezifisch eingensichten Arten (Stetigkeit II und I) ist mit größer 600 Arten über alle Aufnahme­flächen sehr hoch und weist auf die hohe Varianz der untersuchten Feldraine (Glatthaferwiesen i.w.S.) hin.

**Fazit:** Der Anteil der stetigen Arten ist in ruderalen Glatthaferwiesen im Vergleich zu Glatthaferwiesen oder Wäldern als Beispiel für konstantere Lebensräume vergleichsweise gering. Die Auswahl der Untersuchungsgebiete in drei verschiedenen Naturräumen und auf drei geologischen Untergründen verstärkt diesen Effekt. Von den 786 Arten, die in der vorliegenden Untersuchung gefunden wurden, werden als diagnostische Arten 279 (38%) zur Klassifikation benutzt.

## 4.2 Biozönose (*Integrative Klassifikation*)

Im Folgenden wird die Integration der aufgenommenen taxonomischen Gruppen innerhalb der untersuchten Flächen dargestellt. Die Ergebnisse sind in Form einer Übersichtstabelle (= Stetigkeitstabelle) dargestellt (vgl. Tab. A2).

Bevor die ermittelten Biozönosen mit deren Varianten und deren Beziehungen zu den standortökologischen Faktoren vorgestellt werden, dient die nachfolgende schematische Aufstellung (Abb. 4-1) als Übersicht der gefundenen Typen. Aufgrund des vorliegenden Ansatzes, d.h. möglichst die standortökologische Varianz der Biozönosen der untersuchten Nichtzielflächen zu erfassen, ergeben sich eine Vielzahl an unterschiedlichen Varianten. Diese sind vor allem durch die edaphischen Differenzierungen (Sand, Löss, Kalk; Nährstoffgehalte; Bodenfeuchte) und die verschiedenen Expositionen sowie indirekte Beschattungen (Südhang, Nordhang, Beschattung durch Gebüsch etc.) begründbar. Zudem wirken sich Ozeanität (makroklimatische Unterschiede aufgrund des West-Ost Gradienten) und Zonalität (makroklimatische Unterschiede aufgrund des Süd-Nord Gradienten) erheblich auf die Artenzusammensetzung aus. Darüber hinaus differenziert die Nutzung die beiden Grundeinheiten: "Glatthafer-Wiese" (regelmäßige Mahd) und "ruderaler Glatthafer-Wiese" (Brache bzw. unregelmäßige Mahd).

Auf den untersuchten Flächen sind insgesamt zwei Grundeinheiten (= Biozönosen) durch die Grundartenkombination definiert worden, die sich jeweils in mehrere Varianten weiter untergliedern lassen. Es liegen insgesamt 25 differenzierende Artengruppen vor, durch die die Glatthafer-Wiesen in zwei Varianten und die ruderalen Glatthafer-Wiesen in 15 Varianten eingeteilt werden.

Die schematische Darstellung zur standortökologischen Differenzierung (vgl. Abb. 4-1) ist sowohl in horizontaler als auch in vertikaler Richtung zu lesen. Anhand einzelner Beispiele soll dies erläutert werden.

Varianten:	Leipzig					Jülich				Würzburg							
	1	2	1	2	3	4	5	1	2	3	4	1	2	3	4	5	6
<b>d Differentialarten-Gruppen</b>																	
<u>Calathus ambiguus-Gr.</u>	1	1	1	1	1	1	1										
Calosoma maderae-Gr.				1	1												
Agrostis tenuis-Gr.					1			1									
Poecilus lepidus-uGr.					1												
P. madidus-uGr.								1									
Carabus coriaceus-Gr.								1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<u>Brachinus crepitans-Gr.</u>												1	1	1	1	1	1
C. cancellatus-uGr.													1	1	1	1	1
H. umbratilis-Gr.														1	1	1	1
Origanum vulgare-uGr.														1	1	1	1
O. ardosacius-uGr.														1	1	1	1
Harpalus atratus-uGr.																	1
<u>Luzula campestris-Gr.</u>	2																
Elymus repens-Gr.					2	2	2										
Bunias orientalis-Gr.																	2
<u>Alopecurus pratensis-Gr.</u>	3	3	3	3	3	3	3	3									
Ranunculus repens-uGr.		3							3								
Pardosa amentata-uGr.		3							3								
<u>Cychnus caraboides-Gr.</u>			4														
Pardosa lugubris-Gr.												4					4
Zelotes pretensis-Gr.										4					4	4	4
T. pedestris-uGr.										4							
O. schaubergerianus-Gr.													4				
<u>Rumex thyrsiflorus</u>																	
<u>Geranium pratense</u>																	
<b>Grundarten-Gruppen</b>																	
S Glatthafer	[Shaded bar]																
D A. vulgaris-Gr.	[Shaded bar]																
Oe. apicatus-Gr.	[Shaded bar]																
S. foveatus-uGr.	[Shaded bar]																
VC - KC	[Shaded bar]																
S E. thoracia-Gr.	[Shaded bar]																
Ch. apicarius	[Shaded bar]																
mG Ps. rufipes-Gr.	[Shaded bar]																
Po. versicolor-Gr.	[Shaded bar]																
maG Al. cuneta-Gr	[Shaded bar]																
<b>Begleiter (nicht differenzierend)</b>																	
hochstete Begleiter	[Shaded bar]																

Abb. 4-1: Schematische Darstellung zur standortökologischen Differenzierung



<i>Calathus ambiguus</i> -Gr.	präsent	absent	absent
<i>Brachinus crepitans</i> -Gr.	<u>absent</u>	<u>absent</u>	<u>präsent</u>
	Leipzig	Jülich	Würzburg

Jülich ist somit gekennzeichnet durch das Fehlen der beiden Artengruppen (=ohne Differentialartengruppe = Trennartenlose-Variante).

Dieses Prinzip der horizontalen Leserichtung kann weiter geführt werden, indem z.B. die *Brachinus crepitans*-Gr. durch die *Haplodrassus umbratilis*-Gr. des weiteren in zwei Teile (siehe Würzburg) zerlegt wird:

- a. mäßig basen-kalkreiche Standorte (Fehlen der *H. umbratilis*-Gr. = Variante 1,2,3)
- b. sehr basen-kalkreiche Standorte (Vorhandensein der *H. umbratilis*-Gr. = Variante 4,5,6)

Vertikale Leserichtung:

Die Biozönosen und deren Varianten werden charakterisiert und definiert durch die Kombination der Artengruppen.

Beispiel (Leipzig Variante 1):

Grundartengruppen	Präsenz der Wiesen-Artengruppen <u>Absenz der <i>Artemisia vulgaris</i>-Gr. (Ruderalarten)</u> Glatthafer-Wiese
Differentialartengruppen	<i>Calathus ambiguus</i> -Gr (basen-kalkarme, sandige Standorte) <i>Rumex acetosella</i> -Gr. (nährstoffarmer Standort) <i>Alopecurus pratensis</i> -Gr. (wechselfeuchter Standort) <i>Rumex thyrsiflorus</i> (eurasiatisch-kontinentale Verbreitung)

Bei der Wiese handelt es sich somit um eine regelmäßig gemähte Glatthafer-Wiese auf (relativ) nährstoffarmen, basen-kalkarmen, wechselfeuchten, sandigen Standorten im Osten von Deutschland. Dieses Beispiel soll zeigen, dass man über die Kombination der Artengruppen jede Biozönose (incl. deren Variabilität) und deren standortökologischen Anspruch sehr differenziert erfassen und übersichtlich darstellen kann.

Zur grundsätzlichen Vorgehensweise der qualitativ-ökologischen Sortierung sei folgendes angemerkt:

Durch die Schwerpunkt- und Differentialarten auf der Ebene der Grundartengruppen (gekennzeichnet durch D, siehe Abb. 4-1, Tab. A2) werden die Grundeinheiten festgelegt. Innerhalb der definierten Grundeinheiten werden dann die Differentialartengruppen (gekennzeichnet durch d, siehe Abb. 4-1) herausgearbeitet, die die Grundeinheiten in verschiedene Varianten untergliedern. Wichtig ist, dass die Differentialartengruppen der Varianten (d) nur innerhalb der jeweiligen Grundeinheit Gültigkeit besitzen. Diese Vorgehensweise ist erforderlich, da die Verteilungsmuster der Artengruppen (bzw. der Arten) nur relativ zueinander gewertet werden können.

Dies sei an zwei Beispielen erläutert: 1.: Artengruppen/Arten bodenfeuchter Standorte zeigen im "mesophilen Grünland" die feuchtesten Varianten, innerhalb der Grundeinheit "Feuchtwiesen" die trockensten Varianten an. 2.: der auf sandigen Standorten vorkommende Carabide *Calosoma maderae* ist innerhalb des "mesophilen Grünlandes" als Differentialart für die sandigen Varianten heranzuziehen, innerhalb der "Sandmagerrasen" ist der gleiche Carabide als Schwerpunkart einzustufen.

In den nachfolgenden Kapiteln werden die einzelnen Artengruppen, deren Ausprägung, Verbreitung und Artenzusammensetzung sowie deren standortökologische Amplituden vorgestellt. Es wird hierbei aufgezeigt, inwieweit die Artengruppen, die als "Gegenspieler" (u.a. nährstoffarm – nährstoffreich) aufzufassen sind, mit den gemessenen Standortfaktoren korrelieren und durch diese getrennt werden.

#### 4.2.1 Grundarten-Gruppen und Begleiter

Durch die Grundarten-Gruppen lassen sich die untersuchten Standorte allgemein den mesophilen Glatthafer-Wiesen zuordnen und in zwei verschiedene Gesellschaften einteilen (vgl. Abb. 4-1):

- Tiefland-Glatthaferwiese (Tab. A2, Lfd.Nr. 1 u.2)
- ruderale Glatthaferwiese (Tab. A2, Lfd.Nr. 3 bis 17)

Diese Einteilung folgt in erster Linie dem umfangreichen Vergleichsmaterial der Vegetationskunde. Da die aufgenommenen Tiergruppen eine von der Vegetationskunde grundsätzlich unterschiedliche Typisierung nicht erkennen lassen, besteht aufgrund des vorliegenden Datenmaterials auch biozöologisch keine Veranlassung, von der vegetationskundlichen Grundeinteilung abzuweichen. Vorhandene Abweichungen bzw. Übereinstimmungen zwischen dem Verteilungsmuster der botanischen Kennarten und den zoologischen Arten-

gruppen werden im Rahmen der Beschreibung der einzelnen Artengruppen erläutert und analysiert.

#### 4.2.1.1 Kennarten der Vegetationskunde

Assoziations- und Verbandskennarten: *Arrhenatherum elatius*, *Galium mollugo* agg., *Campanula patula*, *Bromus hodeaceus*, *Pastinaca sativa*, *Daucus carota*, *Geranium pratense*

Ordnungs- und Klassenkennarten: *Dactylis glomerata*, *Achillea millefolium*, *Taraxacum officinale* agg., *Cerastium holosteoides*, *Trifolium dubium*, *Vicia angustifolia*, *Heracleum sphondylium*, *Anthriscus sylvestris*, *Holcus lanatus*, *Knautia arvensis*, *Veronica chamaedrys*, *Vicia sepium*, *Galium verum*, *Trisetum flavescens*, *Centaurea jacea* agg., *Ranunculus acris*, *Saxifraga granulata*, *Helictotrichon pubescens*, *Trifolium pratense*, *Lolium perenne*, *Tragopogon pratensis* agg., *Lathyrus pratensis*, *Lotus corniculatus*, *Leucanthemum vulgare* agg., *Festuca pratensis*, *Prunella vulgaris*.

Als verbindende Art der Standorte ist vor allem der Glatthafer (*Arrhenatherum elatius*) zu werten. Der Tabelle A2 ist zu entnehmen, dass der Glatthafer nicht nur sehr stet (Stetigkeit von 100 %, Ausnahme Lfd.Nr. 5 u. 8, siehe Tab. A2), sondern auch überwiegend in hohen Deckungsgraden auftritt. Hierdurch wird die Struktur der untersuchten Flächen deutlich von dem Obergras Glatthafer geprägt und die Bestände zeigen einen wiesenartigen Aufbau. Entsprechend dem Auftreten von *Arrhenatherum elatius* lassen sich noch folgende Feineinteilungen vornehmen:

- Glatthafer-Dominanzbestände (Tab. A2, Lfd.Nr. 6,10,11,12,17)  
Innerhalb der untersuchten Flächen finden sich oftmals Wiesen, die nahezu ausschließlich von Glatthafer (Deckungsgrad nahe 100%) geprägt werden (u.a. Jülich 1, Jülich 4, Würzburg Referenzfläche). Andere Pflanzenarten treten in diesen Wiesen-Beständen kaum auf, so dass botanisch mehr oder weniger Einart-Gesellschaften vorliegen. Die Ursache für die Ausbildung von Dominanz-Beständen ist vielschichtig und wird an anderer Stelle (vgl. Kap. 5.6) erläutert.
- Quecken-Dominanzbestände (Tab. A2, Lfd.Nr. 5)  
Durch das Vorherrschen der Quecke gekennzeichnete verarmte Ausbildungen sind in Leipzig auf den sandigsten Aufnahmeflächen (Leipzig 3) angetroffen worden. Fazielle Ausbildungen der Quecke (*Elymus repens* = *Agropyron repens*) stellte auch LAUBMANN (1998) auf den Nichtzielflächen in der "tertiären Hügellandschaft" fest, deren mineralischer Untergrund von einer sandig-kiesigen Bodenart geprägt wird (vgl. auch LINK & HARRACH 1998). Fazies von *Elymus repens* sind in der Vegetationskunde oftmals beschrieben (vgl. FOERSTER 1983).

- Fuchsschwanz-Dominanzbestände (Tab. A2, Lfd.Nr.7)  
Die Fuchsschwanz-Frischwiesen findet man vor allem auf lehmig-tonigen, vergleyten Talböden entlang von Flüssen und Bächen (vgl. FOERSTER 1983, HAUSER 1988, MUCINA et al. 1993, DIERSCHKE 1996). Da im Untersuchungsgebiet Leipzig nahezu alle Aufnahme-flächen mehr oder weniger stark vergleyt sind (vgl. Tab. A1), tritt der Wiesen-Fuchsschwanz (*Alopecurus pratensis*) in Leipzig regelmäßig auf (vgl. Kap. 4.2.2.2, Varianten zur Bodenfeuchte). Auf zwei Aufnahme-flächen (L5.3 u. L5.4) erreicht der Fuchsschwanz einen Deckungsgrad von größer 80 %, so dass eine *Alopecurus pratensis*-Fazies der Glatthafer-Wiesen vorliegt (vgl. FOERSTER 1983, DIERSCHKE 1996). Einen Übergang zu der als eigene Gesellschaft beschriebenen Kriechhahnenfuß-Wiesenfuchsschwanz-Gesellschaft (*Ranunculus repens* - *Alopecurus pratensis* Gesellschaft) (vgl. FOERSTER 1983, HAUSER 1988, DIERSCHKE 1996, MUCINA et al. 1993) zeigt die Untersuchungsfläche Leipzig 4 (vgl. Tab. A2, Lfd.Nr.2).
- Dominanzbestand der Wehrlosen Trespe (vgl. Tab. A2, Lfd.Nr. 9)  
Die Wehrlose Trespe (*Bromus inermis*) ist ein hochwüchsiges Gras, welches oft die streifenförmigen ruderalen Wiesen entlang von Straßen besiedelt. Dieses vornehmlich durch Einsaat eingebrachte Gras tritt auf der Untersuchungsfläche Jülich 3 mit dem Glatthafer in Konkurrenz. Stellenweise dominiert *Bromus inermis*.

Aus der Gruppe der Kennarten der Vegetationskunde treten neben dem Glatthafer (*Arrhenatherum elatius*) nur noch die Ordnungskennarten Knäuelgras (*Dactylis glomerata*) und sehr bedingt die Wiesen-Schafsgabe (*Achillea millefolium*) konstant in den untersuchten Wiesen-Beständen auf. Alle anderen Kennarten sind eher sporadisch nachweisbar oder fehlen vollständig (z.B. *Crepis biennis*). Mit *Festuca pratensis* und *Trifolium dubium* liegen zwei Kennarten vor, die nur auf der Leipziger Referenzfläche notiert wurden (vgl. Tab. A2, Lfd. Nr. 1). Das mehr sporadische Auftreten der Kennarten führt insgesamt zu einem inhomogenen Bild der ruderalen Glatthaferwiesen. Vergleicht man die Stetigkeiten der Kennarten der ruderalen Glatthaferwiese innerhalb der untersuchten Agrargebiete mit der synoptischen Auswertung von DIERSCHKE (1996), ergibt sich ein nahezu identisches Bild. So besitzen nur der Glatthafer und das Knäuelgras eine Stetigkeit von V, die Wiesen-Schafsgabe eine Stetigkeit von IV. Alle anderen Kennarten zeigen mit Stetigkeiten von I bzw. II (Ausnahme: *Taraxacum officinale*, Stetigkeit III) ein sporadisches Auftreten innerhalb der ruderalen Glatthaferwiesen. LAUBMANN (1998) beschreibt die Vegetation in der Agrarlandschaft der "tertiären Hügellandschaft" wie folgt: "Der überwiegende Teil der Raine blieb im Untersuchungszeitraum ungemäht. Die Vegetationszusammensetzung ist sehr heterogen"...."Dominante Pflanzenarten sind *Agropyron repens*, *Arrhenatherum elatius*, *Agrostis stolonifera* oder *Dactylis glomerata*"..."Die Deckung der Kräuter ist sehr gering" (LAUBMANN 1998; S. 19). Diese Zitate belegen, dass auch in anderen Agrargebieten ähnliche Ergebnisse festzustellen sind.

Die Quecke (*Agropyron repens*), die nach LAUBMANN (1998) stellenweise Reinbestände ausbildet (ähnlich Leipzig), deutet auf den sandigen Untergrund der "tertiären Hügellandschaft". Als Art der Flutrasen zeigt das Weiße Straußgras (*Agrostis stolonifera*) vermutlich befahrene, feuchte Standorte an. Diese Pflanzengesellschaft findet sich vornehmlich auf den unbefestigten Wegen in Agrargebieten. Von SSYMANK (2001) werden im Drachenfelser Ländchen (südlich von Bonn) ähnliche Artenzusammensetzungen von den Wegrändern breiter Feldwege beschrieben. Als dominierende Arten nennt SSYMANK (2001) "...Glatthafer (*Arrhenatherum elatius*), Knäuelgras (*Dactylis glomerata*) und besonders im Kontakt zu Äckern auch Weidelgras (*Lolium perenne*) oder Quecke (*Agropyron repens*)".

Die geringe Deckung und Stetigkeit der Kräuter und die damit einhergehende Heterogenität in der Artenzusammensetzung der ruderalen Glatthaferwiesen kann somit als ein typisches Merkmal dieser Gesellschaft gewertet werden. Als Ursachen für die Verarmung der Gesellschaft können neben der fehlenden bzw. unregelmäßigen Mahd auch erhöhte Nährstoffgehalte verantwortlich gemacht werden. Andererseits liegen auch Beschreibungen von sehr artenreichen und bunten ruderalen Glatthaferwiesen vor (BRANDES 1988), die nach eigener Erfahrung außerhalb immissionsbelasteter Standorte regelmäßig anzutreffen sind. Da die Pflege der Wiesen an Weg- und Straßenrändern aus ästhetischen Gründen durchgeführt wurde, wurde die Verbreitung unerwünschter Arten (Unkräuter) auch mit Pestizideinsatz verhindert. Der Einsatz von solchen Wuchshemmern ist als eine Ursache der Verarmung mit anzuführen (vgl. FISCHER 1985, MUCINA et al. 1993, DIERSCHKE 1996).

Abschließend bleibt anzumerken, dass auch innerhalb der typischen Glatthaferwiese (Leipzig Referenzfläche) die Kennarten der Vegetationskunde nur sehr schwach vertreten sind. Es handelt sich somit um eine artenarme, stark ruderalisierte Ausbildungsform der Glatthaferwiesen, die vermutlich auf die für Glatthaferwiesen extremeren Standortbedingungen (Gley, Sand) zurückzuführen ist.

**Fazit:** Als verbindende Art der untersuchten Standorte ist der Glatthafer zu werten, dessen stetes und z.T. dominantes Vorkommen einen Anschluss an die Glatthaferwiesen bzw. deren verwandte Gesellschaften erlaubt. Das Fehlen bzw. sporadische Auftreten vieler Kennarten der Frischwiesen ist nach der Literatur als typisch für die ruderale Glatthaferwiese zu werten, bei den Glatthaferwiesen (vor allem LR) handelt es sich um eine untypische, artenarme Ausbildung. In den Agrargebieten tendieren die ruderalen Glatthaferwiesen zur Ausbildung von Dominanzbeständen (fazielle-, extrem verarmte,- fragmentarische Bestände).

#### 4.2.1.2 Zeiger für Ruderalisierung (= Trennarten der ruderalen Glatthaferwiesen von den typischen Glatthaferwiesen)

##### 1. Gruppe:

*Artemisia vulgaris*-Artengruppe: *Artemisia vulgaris*, *Cirsium arvense*, *Convolvulus arvensis*, *Galium aparine*, *Urtica dioica*, *Silene latifolia*, *Bromus sterilis*, *Tanacetum vulgare*

##### 2. Gruppe:

*Oedothorax apicatus*-Artengruppe: Carabidae: *Anchomenus dorsalis*, *Leistus ferrugineus*, *Notiophilus palustris*, *Harpalus tardus*, *Panagaeus bipustulatus*, *Zabrus tenebrioides*; Araneae: *Oedothorax apicatus*, *Micrargus subaequalis*  
Saltatoria: *Tettigonia viridissima*, *Conocephalus discolor*, *Phaneroptera falcata*

##### 3. Gruppe:

*Syntomus foveatus*-Artengruppe: Carabidae: *Syntomus foveatus*; Araneae: *Pardosa nigriceps*, *Agroeca proxima*

1. Gruppe: Aufgrund des Fehlens bzw. Auftretens der *Artemisia vulgaris* - Gruppe (=Zeigergruppe für Verstaudung) sind die Untersuchungsflächen LR und L4 den Glatthaferwiesen (*Arrhenatheretum elatioris*) zuzuordnen, alle anderen Flächen (auch die Referenzflächen in Jülich und Würzburg) gehören dagegen den ruderalen Glatthaferwiesen an. Neben dem Auftreten der Ruderalisierungs-Zeiger (*Artemisia vulgaris*-Gruppe) ist als zweites Kriterium die geringe Stetigkeit der eigentlichen Wiesenarten (Verbands-, Ordnungs- und Klassenkennarten der Glatthaferwiesen) als Merkmal der ruderalen Glatthaferwiesen zu werten, d.h. mit einer Zunahme der Verstaudung nehmen die eigentlichen Wiesenarten ab (vgl. Abb. 4-1, Tab. A2, DIERSCHKE 1996).

Die Referenzfläche in Leipzig (LR) wird einmal im Jahr Mitte Juli gemäht (extensive Pflege). Es handelt sich um eine typische, jedoch artenarme Glatthaferwiese. Neben der Leipziger Referenzfläche ist auch die von Ackerflächen umsäumte Nichtzielfläche L4 als Glatthaferwiese einzustufen. Die regelmäßige Pflege einer solchen Nichtzielfläche ist als eine Ausnahme zu werten und darauf zurückzuführen, dass der wiesenartige Randstreifen verschiedenen Privatpersonen gehört. Diese mähen den Randstreifen bis zu dreimal im Jahr (intensive Pflege) und nutzen das Mähgut zu privaten Zwecken. Die Wiesenarten sind auf der Untersuchungsfläche L4 stärker vertreten.

Im Rahmen der zweijährigen Bestandsaufnahme wurden einige der untersuchten Flächen einmal gemäht (J4, L2.3, L2.4, L5, W2.1, W2.2, W4.3, W4.4), andere unterlagen keiner Pflege bzw. es wurde nur der Böschungsfuß und der obere Böschungsrand gemäht (J1, J2, J3,

J5, JR, L1, L2.1, L2.2, L3, W1, W2.3, W2.4, W3, W4.1, W4.2, W5, WR). Aufgrund der unregelmäßigen Pflege bzw. Brache beinhalten diese Flächen Vertreter aus der *Artemisia vulgaris*-Artengruppe. Insgesamt ist diese Artengruppe jedoch schwach vertreten und der Glatthafer tendiert dazu Dominanz-Bestände auszubilden, d.h. es sind weder die Wiesenarten noch die Ruderalarten stark vertreten (J1, J4, L2).

Als Zeigergruppe für die Ruderalisierung werden von DIERSCHKE (1996) mit einer Stetigkeit von IV *Artemisia vulgaris* und mit einer Stetigkeit von III *Agropyron repens*, *Urtica dioica* und *Cirsium arvense* angegeben. Von anderen Autoren (FISCHER 1985, MUCINA et al. 1993 NEUHÄUSEL 1985, BRANDES 1988) wird die Trennartengruppe weiter gefasst und es werden zusätzlich folgende Arten (mit Stetigkeiten von II bis III) genannt: *Convolvulus arvensis*, *Linaria vulgaris*, *Melilotus albus*, *Melilotus officinalis*, *Silene latifolia*, *Tanacetum vulgare*, *Salvia nemorosa*, *Carduus acanthoides*, *Lathyrus tuberosus*.

Die Angaben der Literatur, die hauptsächlich von Straßenrändern stammen, zeigen Übereinstimmungen aber im Detail auch Abweichungen zur Verstaudung der Wiesen in den Agrargebieten. Nach den eigenen Ergebnissen (vgl. Tab. A2) weisen die Ackerwinde (*Convolvulus arvensis*), Ackerkratzdistel (*Cirsium arvense*) und das Klebrige Labkraut (*Galium aparine*) die höchsten Stetigkeiten auf. Der Beifuß (*Artemisia vulgaris*) und die Quecke (*Agropyron repens*) bevorzugen mehr die sandigen Flächen in Leipzig, auf den Lössboden in Jülich findet sich dagegen als typischer Brachezeiger hauptsächlich die Brennnessel (*Urtica dioica*). Der Beifuß spielt auf den "fatteren Lössböden" nur eine geringe Rolle. Eine weitere Hochstaude ist der Rainfarn (*Tanacetum vulgare*), eine typische Pflanze der "Raine", die aber insgesamt nur sporadisch (Stetigkeit von I bis II) in den ruderalen Wiesen nachzuweisen ist. Dementsprechend ist die Kombination der Brachezeiger nicht nur abhängig von der Häufigkeit der Mahd, sondern wird entscheidend durch die Bodenverhältnisse (Bodenfeuchte, Bodenart etc.) mitbestimmt.

2. Gruppe: Die ***Oedothorax apicatus* - Artengruppe** besiedelt sowohl 'Ödland' als auch 'Ackerflächen'. Es ist auffallend, dass diese Artengruppe auf der typischen Glatthaferwiese in Leipzig (LR) bis auf Einzelfänge komplett fehlt, ansonsten aber in allen anderen Flächen sehr stet vertreten ist (vgl. Tab. A2). In den Ackergebieten scheint die Artengruppe so gut vorhanden zu sein, dass auch gepflegte Wiesenflächen (L4) besiedelt werden. Unterstützt wird die sich aus der Tabellensortierung (Fehlen auf LR) ergebende Artengruppe durch Angaben aus der Literatur. Die Carabiden *Anchomenus dorsalis*, *Notiophilus palustris*, *Harpalus tardus* werden von OEKOKART (1997) als Acker-Ödlandarten, *Panagaeus bipustulatus* als

reine Ödlandart eingestuft. Eine vergleichbare ökologische Einstufung liefert TURIN (2000). Als typische Ackerart (Pionierart) kann *Oedothorax apicatus* beurteilt werden (vgl. THORNBILL 1983, ALDERWEIDELDT 1989, HÄNGGI et al. 1995), die im Gegensatz zu den anderen Pionierarten (*Oedothorax fuscus*, *Erigone dentipalpis* etc.) nach den vorliegenden Ergebnissen höchstens die "stabileren ruderalen Wiesen" besiedeln kann. Als eine ruderal begünstigte Art, die auf Wiesen und Äckern vorkommt, wird zudem *Micrargus subaequalis* eingestuft (vgl. ROß-NICKOLL 2000). Mit *Tettigonia viridissima*, *Conocephalus discolor* und *Phaneroptera falcata* konnten in den Nichtzielflächen drei Heuschreckenarten regelmäßig nachgewiesen werden, die zwar im Detail ein unterschiedliches Verteilungsmuster aufweisen (vgl. DETZEL 1998, MAAS et al. 2002), aber als gemeinsames Kriterium nur ein Nebenvorkommen in den Grünlandgesellschaften zeigen. So wird von LAUBMANN (1998) *Tettigonia viridissima* als Art mit breitem Habitatspektrum eingestuft und *Conocephalus discolor* mit einem Schwerpunkt vorkommen in Feuchtbrachen angegeben. Da die Arten keine typischen Arten der Wiesen sind, aber regelmäßig in den ruderalisierten Bereichen der Glatthaferwiesen nachgewiesen wurden, können diese Arten als Ruderalisierungszeiger (zumindest in den Agrargebieten) gewertet werden. Verwunderlich ist nur, dass LAUBMANN (1998) weder *Phaneroptera falcata* noch *Conocephalus discolor* (Nebenvorkommen) auf den Rainen nachweisen konnte. In diesem Zusammenhang ist darauf hinzuweisen, dass *Tettigonia viridissima* großen Individuen-Schwankungen unterlag. So konnten im Jahr 2001 z.B. auf der Fläche Würzburg 1 ca. hundert Exemplare gezählt werden, dagegen im Jahr 2002 nur mit Mühe ein Individuum nachgewiesen werden.

3. Gruppe: Ein spezifischeres Auftreten zeigt die ***Syntomus foveatus* - Artengruppe**, die nur auf den sandigen, stark ruderalisierten Flächen in Leipzig nachgewiesen wurde (vgl. Tab. A2, Lfd.Nr. 3,4). In den mehr von Gräsern bestimmten Strukturen (L5.3, L5.4, LR, L4) fehlt diese Gruppe weitgehend. Dieses Verteilungsmuster ist mit hoher Wahrscheinlichkeit darauf zurückzuführen, dass die Arten offenere Bereiche benötigen, die mit dem Grad der Ruderalisierung i.d.R. zunimmt. Im Leipziger Raum wird *Syntomus foveatus* von OEKOKART (1997) als eine Ödlandart und als eine Art von trockenen, sandigen Äckern eingestuft. Zu diesem Carabiden gesellen sich mit *Agroeca proxima* und *Pardosa nigriceps* noch zwei Spinnenarten, denen eine Vorliebe für sandige, basenarme Standorte nicht abgesprochen werden kann (vgl. HÄNGGI et al. 1995). Innerhalb der ruderalen Glatthaferwiese zeigt die Artengruppe demzufolge die offeneren (=höherer Grad der Ruderalisierung), sandigen Standorte an.

**Fazit:** Als trennende Artengruppen der Glatthafer-Wiesen (*Arrhenatheretum elatioris*) von den ruderalen Glatthafer-Wiesen (*Artemisia vulgaris-Arrhenatheretum* Gesellschaft) ist vornehmlich die *Artemisia vulgaris*-Artengruppe einzustufen. In Abhängigkeit von der Mahdhäufigkeit und von den Bodenfaktoren (u.a. Bodenart) tritt die Zeigergruppe für Verstaudung unterschiedlich auf. Die Laufkäfer, Spinnen und Heuschrecken der *Oedothorax apicatus*-Gruppe weisen auf Brachestadien innerhalb der Agrargebiete hin, die *Syntomus foveatus*-Gruppe zeigt die stärkste Ruderalisierung der Wiesen auf Sand an.

#### 4.2.1.3 Schwerpunktsarten (zoologische Artengruppen)

1. Gruppe:

*Enoplognatha thoracica* – Artengruppe: Carabidae: *Trechus obtusus*; Araneae: *Enoplognatha thoracica*, *Tiso vagans*, *Dicymbium nigrum*; Syrphidae: *Chrysotoxum verralli*, *Platycheirus albimanus*, *Cheilosia pagana*

2. Gruppe:

*Chorthippus apricarius*-Artengruppe: Saltatoria: *Chorthippus apricarius*

1. Gruppe: Als spezifische Arten (vgl. Abb. 4-1) der mesophilen Grünlandgesellschaften werden die Vertreter der ***Enoplognatha thoracica* - Artengruppe** eingestuft. Die Araneen, Carabiden und Syrphiden dieser Gruppe konnten in höheren Stetigkeiten auf der Glatthaferwiese in Leipzig (LR) nachgewiesen werden, wobei ihr Auftreten in der ruderalen Glatthaferwiese als sporadisch zu bezeichnen ist. Die Individuenzahlen sind aber insgesamt, mit Ausnahme von *Trechus obtusus* eher als gering zu bezeichnen (vgl. Tab. A2, Lfd.Nr. 1 und 2).

Tierarten im Rahmen einer überregionalen Typisierung als Schwerpunktsarten einzustufen ist aufgrund der geringen Kenntnisse über das genaue Verbreitungsmuster der Arten grundsätzlich schwierig. Bei den aufgeführten Arten wird aber im Vergleich zu den Artengruppen des mesophilen Grünlandes (vgl. nachfolgende Ausführungen) insgesamt ein spezifischeres Vorkommen innerhalb der Formation "Grünland" beobachtet. Dies zeigen Daten über das Vorkommen in den Grünlandgesellschaften der Eifel (vgl. LENNARTZ 2003), wobei die Spinne *Enoplognatha thoracica* als die spezifischste Art der Frischwiesen mit Tendenz zu Magerrasen eingestuft wird (vgl. auch HÄNGGI et al. 1995). Der Carabide *Trechus obtusus* besiedelt nach TURIN (2000) mesophile Standorte und meidet extremere Bedingungen (vgl. auch VOWINKEL 1998). Die Schwebfliege *Chrysotoxum verralli* ist nach RÖDER (1990) eine Wiesenart, die meist in der Nähe von Bäumen und Sträuchern vorkommt. Aufgrund der

eigenen Daten kann diese Einschätzung bestätigt werden. *Cheilosia pagana* und *Platycheirus albimanus* besitzen nach SSYMANK (2001) zudem eine Vorliebe für das mesophile Grünland.

2. Gruppe: Eindeutiger stellt sich die ökologische Beurteilung von *Chorthippus apricarius* dar. In der Literatur wird der Verbreitungsschwerpunkt des Feld-Grashüpfers in Ackerrainen (= ruderaler Glatthaferwiesen) angegeben, wobei Agrargebiete mit sandigem Untergrund deutlich bevorzugt werden (LAUBMANN 1998, DETZEL 1998). Aufgrund dieses Verteilungsmusters nimmt *Chorthippus apricarius* eine besondere ökologische Stellung ein, da diese Heuschrecke die einzige Art (von ca. 800 nachgewiesenen Spezies) ist, die innerhalb der ruderalen Glatthaferwiesen in den Agrargebieten ihren Schwerpunkt besitzt (=Typische Charakterart im Sinne der Vegetationskunde). Im Rahmen der eigenen Untersuchung konnte der Feld-Grashüpfer in Leipzig regelmäßig nachgewiesen werden, wobei nur die von Gräsern dominierten Aufnahmeflächen (L4, L5.3, L5.4, z.T. L3) von dieser Heuschrecke gemieden werden. Dieses Ergebnis deckt sich vollständig mit den Angaben von LAUBMANN (1998), da *Chorthippus apricarius* zwar in den ruderalisierten, sehr schmalen Rainen (ca. 1m) auftreten kann, aber Gras-Dominanzbestände meidet. Die Dichte der Vegetation bzw. der Anteil an offenen Stellen kann somit als ein entscheidendes Verbreitungskriterium für diese Art angegeben werden, die Breite des Raines ist dagegen weniger bedeutsam. Im Würzburger Raum tritt der Feld-Grashüpfer nach dem Verbreitungsatlas der Heuschrecken (MAAS et al. 2002) nicht auf, obwohl potentiell geeignete Standorte vorliegen und *Chorthippus apricarius* auch von Kalkflächen bekannt ist (vgl. LAUBMANN 1998, DETZEL 1998, MAAS et al. 2002).

Der Feld-Grashüpfer kommt heute in einem großen Teil Europas und Asiens vor, wobei die Steppen Zentralasiens als Verbreitungsschwerpunkt der Heuschrecke bezeichnet werden. In Europa kommt der Feld-Grashüpfer im Südwesten mit einer isolierten Population in Spanien und im Nordwesten bis zum Department Orne (Frankreich) vor. Im Norden Europas wird noch Südschweden besiedelt, in Großbritannien fehlt die Heuschrecke. Im Süden reicht das Areal bis zum Balkan mit isolierten Populationen in Italien. Mit Ausnahme des Saarlandes sind in allen Bundesländern Vorkommen des Feld-Grashüpfers bekannt. Aufgrund der Intensivierung der Landwirtschaft wurde *Chorthippus apricarius* in vielen Gebieten zurückgedrängt und viele Bestände sind heute auf auffällig kleine Flächen beschränkt (DETZEL 1998, MAAS et al. 2002).

**Fazit:** Die Tierarten der *Enoplognatha thoracica*-Gruppe zeigen innerhalb des vorliegenden Aufnahmen ein Schwerpunktvorkommen auf den regelmäßig gemähten Untersuchungs-

sflächen (LR, L4). Insgesamt wird die Artengruppe als eine schwach kennzeichnende Schwerpunktgruppe des mesophilen Grünlandes eingestuft. Als einzige Art, die ihren Verbreitungsschwerpunkt deutlich innerhalb der ruderalen Glatthaferwiesen in Agrargebieten besitzt, ist der Feldgrashüpfer (*Chorthippus apricarius*) einzustufen. Hierdurch erhält diese Art eine besondere Bedeutung, da die autökologische Amplitude der Heuschrecke der synökologischen Amplitude der ruderalen Glatthaferwiesen in den Agrargebieten am nächsten steht.

#### 4.2.1.4 Artengruppen des mesophilen Grünlandes (zoologische Gruppen)

##### 1. Gruppe:

*Pseudoophonus rufipes* – Artengruppe: Carabidae: *Pseudoophonus rufipes*, *Trechus quadristriatus*, *Badister bullatus*, *Amara convexior*, *Nebria brevicollis*, *Pterostichus strenuus* Araneae: *Pardosa prativaga*, *Xysticus kochi*  
Saltatoria: *Chorthippus dorsatus*, *Chorthippus albomarginatus*, *Omocestus viridulus*

##### 2. Gruppe:

*Poecilus versicolor* – Artengruppe: Carabidae: *Poecilus versicolor*, *Clivina fossor*, *Calathus fuscipes*, *Synuchus vivalis*, *Amara communis*, *Harpalus latus*, *Amara lunicollis*, *Pterostichus melanarius*, *Poecilus cupreus*, *Calathus melanocephalus*, *Carabus nemoralis*, *Carabus monilis*, *Bembidion lampros*  
Araneae: *Pardosa palustris*, *Ozyptila simplex*  
Syrphidae: *Platycheirus clypeatus*, *Melanostoma mellinum*, *Eristalis interrupta*

1. Gruppe: Bei den Carabiden und Araneen der ***Pseudoophonus rufipes* – Artengruppe** handelt es sich um Arten, die relativ stet innerhalb der aufgenommenen Standortpalette auftreten. Auf den Kalkflächen in Würzburg dünnt die Artengruppe jedoch leicht aus (vgl. Tab. A2).

Insgesamt können die meisten Arten als eurytop eingestuft werden, die neben Grünlandgesellschaften auch Ackerflächen, Brachen etc. besiedeln. (vgl. OEKOKART 1997, TURIN 2000, HÄNGGI et al 1995). Der diagnostische Wert dieser Artengruppe wird darin gesehen, dass die Arten in den Wiesen der höheren Lagen nicht bzw. nur in deutlich geringeren Stetigkeiten und Dominanzen vorkommen (Ausnahme: *Omocestus viridulus*). Dies zeigen Untersuchungen von montanen Grünlandgesellschaften im Harz (VOWINKEL 1988), der Hohen Rhön (BORNHOLDT et al. 1997) oder der Eifel (vgl. MAUSE 1997, TOSCHKI 1998, LENNARTZ 2003). Dagegen sind die meisten Arten (Ausnahme: *Pseudoophonus rufipes*) in

den Flachlandwiesen gut vertreten (vgl. ZELTNER 1989). Die beiden Spinnen *Pardosa prativaga* und *Xysticus kochi* zeigen eine Vorliebe für Ruderalstandorte (HÄNGGI et al 1995), wodurch Übergänge zur *Oedothorax apicatus*-Gruppe vorliegen. Der Carabide *Amara convexior* ist vor allem in Jülich und Würzburg häufig nachzuweisen, wohingegen *Amara communis* eher sporadisch auftritt (vgl. Tab. A2). In Leipzig und in den Wiesen der höheren Lagen kehrt sich das Verhältnis um, d.h. *A. communis* wird zu einer dominierenden Art und *A. convexior* nimmt deutlich ab. Ähnlich verhält sich *Nebria bervicollis*, die nach MÜLLER-MOTZFELD (1989) im atlantischen Klimabereich regelmäßig im Grünland nachzuweisen ist, im kontinentalen Klimabereich (= montane Region, vgl. nachfolgende Ausführungen) als reines Waldtier beschrieben wird. Als Arten mit Schwerpunktorkommen auf Grünland werden von LAUBMANN (1998) die Heuschrecken *Chorthippus dorsatus*, *Chorthippus albomarginatus* und *Omocestus viridulus* eingestuft. Diese Arten sind in der Glatthaferwiese in Leipzig nachgewiesen worden und treten sehr sporadisch in den Nichtzielflächen in Würzburg und Leipzig auf (Ausnahme: *Omocestus viridulus*, nur LR). Das sporadische Auftreten dieser Arten in den Rainen der Agrargebiete stellte auch LAUBMANN (1998) fest.

Im Sinne einer formationsbezogenen Einteilung (Formation Grünland), können die Arten als eine kennzeichnende Gruppe der Flachlandwiesen eingestuft werden. Aufgrund mangelnder biozöologischer Untersuchungen von den Grünlandgesellschaften im Flachland, bleibt diese Einstufung aber nachzuprüfen.

2. Gruppe: Als Gegenspieler zu der *Pseudoophonus rufipes*-Gr. ist die ***Poecilus versicolor* - Artengruppe** zu werten, da die meisten Tierarten dieser Gruppe im mesophilen Grünland der montanen Stufe hochstet und z.T. in sehr hohen Individuenzahlen nachzuweisen sind (vgl. LENNARTZ 2003, MAUSE 1997, TOSCHKI 1998, BORNHOLDT et al. 1997, VOWINKEL 1998, FLATZ 1987). Als sehr typische Arten des mesophilen Grünlandes können vor allem die Spinne *Pardosa palustris* (LR; Dominanz von 423-479 Individuen/Bodenfalle) und der Carabide *Poecilus versicolor* (LR; Dominanz von 128-161 Individuen/Bodenfalle) eingestuft werden (vgl. Tab. A2, Lfd.Nr. 1). Beide Arten neigen stellenweise zur Massenvermehrung innerhalb des mesophilen Grünlandes (vgl. HEYDEMANN 1955, TIETZE 1973). Bemerkenswert ist, dass die *Poecilus versicolor*-Gr. sich im Flachland aufsplittet: erstens in eine östliche Artengruppe (Leipzig) (vgl. Tab. A2, Lfd.Nr. 1 bis 7); zweitens in eine Artengruppe, die in allen Untersuchungsgebieten vorkommt (vgl. Tab. A2); drittens in eine ozeanische Artengruppe (Jülich) (vgl. Tab. A2, Lfd.Nr. 8 bis 11). Vor allem die östliche Artengruppe ist sehr dominant ausgeprägt, so dass im Gegensatz zur Vegetation bei den untersuchten Tiergruppen

eine deutliche überregionale Differenzierung des Grundmusters festzustellen ist. Als Ursache für die Aufspaltung der Artengruppe können zwei (Haupt-) Thesen angeführt werden:

1. Makroklimatische Ursache: Im Sinne der ökologischen Kompensation nach WALTER (1954) entspricht der Höhengradient (planare Stufe bis hochmontane Stufe) einem West-Ost-Gradienten (bzw. Nord-Süd-Gradienten), denn mit zunehmender Höhenlage ebenso mit zunehmender Kontinentalität nehmen die Temperaturunterschiede zwischen den Sommer- und den Wintermonaten zu (Hauptfaktor: kalte Winter). Demnach ist es sehr plausibel, dass die Artenzusammensetzung im Osten eher der Artenzusammensetzung der montanen Region ähnelt, als der Artenkombination im atlantischen Klimabereich (Hauptfaktor: milde Winter). Auf die Vegetation wirkt sich dieser Klimaunterschied deutlich geringer aus als auf die Tiere.
2. Nutzung der Landschaft: Gegen die These 1 ist anzuführen, dass u.a. *Poecilus versicolor* oder *Pardosa palustris* auch im atlantischen Klimabereich nachzuweisen sind, wenn auch in deutlich geringeren Artenzahlen (vgl. Tab. A2, Lfd.Nr. 8, 9, 10; ZELTNER 1989). Als weitere bzw. zusätzliche Ursache (synergistische Effekte) kann angeführt werden, dass die Landschaft im Osten (neue Bundesländer) zumindest teilweise weniger intensiv gepflegt wurde, als die Landschaften im Westen (alte Bundesländer). Diese von manchen Ökologen vertretene These (VOIGTLÄNDER et al. 2001) kann anhand der vorliegenden Daten unterstützt werden, da die Leipziger Flächen im Mittel einen höheren Ruderalsierungs-Grad (L1, L2.1, L2.3, L5.1, L5.3) aufweisen (keine Pflege), als die Flächen in Jülich und Würzburg.

Vergleicht man die Referenzfläche in Leipzig mit den Nichtzielflächen, fallen direkt die geringeren Artenzahlen von *Poecilus versicolor* aber vor allem von *Pardosa palustris* auf. So liegen die Individuenzahlen von *Pardosa palustris* auf LR pro Bodenfalle zwischen 423 und 479 Individuen, innerhalb der Nichtzielflächen zwischen 2 und 81 Individuen pro Bodenfalle (vgl. Tab. A2). Auch VOWINKEL (1998) konnte zeigen, dass in den Grünlandbrachen *Pardosa palustris* weniger häufig und stet vorkommt.

Bei den Schwebfliegen *Platycheirus chlypeatus* und *Melanostoma mellinum* handelt es sich um eurytope Offenlandarten (Acker, Grünland), bei *Eristalis interrupta* um eine Art des Grünlandes mit schwacher Tendenz zu feuchteren Habitaten (vgl. SSYMANK 2001). Die Zuordnung der beiden zuerst genannten Schwebfliegenarten zur mesophilen Grünlandgruppe ist demnach nur bedingt vertretbar; die Arten müssten aufgrund ihrer weiten Verbreitung innerhalb der Formation Grünland streng genommen als Begleiter (vgl. LENNARTZ 2003) eingestuft werden. Andererseits ernähren sich die beiden Syrphiden überwiegend von Graspollen (z.B. Gattung *Melanostoma* = Grasschwebfliegen) (vgl. u.a. RÖDER 1990), wodurch eine hohe Affinität zum mesophilen Grünland vorliegt. Um dieses Blütenbesucher-Verhalten hervorzuheben, sind die Arten zur mesophilen Grünlandgruppe gestellt worden.

**Fazit:** Vor allem die Arten des mesophilen Grünlandes, die im Vergleich zu den Schwerpunktararten eine etwas weitere Amplitude in der Formation Grünland aufweisen, bilden eine wichtige Gruppe im diagnostischen Grundgerüst der Biozönose. Durch die überregionale Aufspaltung der typischen mesophilen Grünlandarten sowie den Rückgang einiger Arten in den ruderalen Glatthaferwiesen, ergibt sich insgesamt ein heterogener Grundaufbau.

#### 4.2.1.5 Artengruppen des mageren Grünlandes (zoologische Gruppen)

*Alopecosa cuneata*-Artengruppe: Araneae: *Alopecosa cuneata*, *Drassyllus pusillus*, *Drassyllus lutetianus*, *Zelotes latreillei*, *Drassyllus praeficus*, *Aulonia albimana*  
 Carabidae: *Syntomus truncatellus*, *Amara familiaris*, *Harpalus affinis*, *Amara ovata*, *Abax parallelepipedus*  
 Coccinellidae: *Tytthaspis sedecimpunctata*, *Propylaea quatuordecimpunctata*

Betrachtet man das Verteilungsmuster vor allem der Spinnen finden sich Arten, die das “fettere oder intensiv genutzte Grünland“ meiden (vgl. LENNARTZ 2003). Auch im Rahmen der vorliegenden Untersuchung ergibt sich eine “**magere Grünlandgruppe**“ durch die Tabellensortierung, d.h. Arten, die auf den Sandflächen in Leipzig und auf den Kalkflächen in Würzburg (auch Referenzfläche in Jülich) hochstet nachzuweisen sind, aber auf den “fetteren Lössböden in Jülich“ (J1, J2, J3, J4, J5) nur vereinzelt gefangen werden konnten. (vgl. Tab A2). Bei den Vertretern dieser Artengruppe handelt es um Tierarten, die bevorzugt Magerrasen besiedeln. So besitzen z.B. *Alopecosa cuneata*, *Drassyllus pusillus*, *Drassyllus praeficus* oder *Aulonia albimana* nach HÄNGGI et. al (1995) einen deutlichen Schwerpunkt auf Magerrasen. Da von vielen Tierarten im Gegensatz zu den meisten Pflanzenarten kein Unterschied zwischen kalkarmen und kalkreichen Standorte gemacht wird, beschreibt der Begriff “magere Grünlandgruppe“ das Verteilungsmuster treffend.

**Fazit:** Die magere Grünlandgruppe verbindet die Agrargebiete mit kalkigem sowie sandigem Untergrund und trennt diese Gebiete von den “fetteren“ Lössäckern ab.

#### 4.2.1.6 Zeiger des Blütenangebotes (Blütenbesucher-Gemeinschaft)

*Sphaerophoria scripta*-Artengruppe: Syrphidae: *Sphaerophoria scripta*, *Eristalis tenax*, *Syrirta pipiens*, *Eupeodes corollae*, *Helophilus trivittatus*, (*Heliophilus pendulus*, feuchte Bereiche), *Syrphus ribesii*, *Syrphus vitripennis*, *Scaeva pyrastris*, *Sphaerophoria taeniata*, *Eristalis arbustorum*

Die Arten- und Individuenzahlen der Blütenbesucher-Gemeinschaft stehen im direkten Zusammenhang zum Blühangebot. Neben dem Blühangebot ist ebenso das Umfeld (Biotopkomplex) wesentlich. So ist der Abstand zu Gehölzen (Wald, Gebüsche, Hecken) für die Schwebfliegenverteilung von entscheidender Bedeutung. Dies ergibt sich aus den Larvalansprüchen der xylosaprophagen Arten (vgl. u.a. SSYMANK 2001). Die Hymenopteren zeigen im Vergleich zu den Schwebfliegen ein deutlich anderes Verteilungsmuster (vgl. Tab. A2). Dies ergibt sich weniger aufgrund unterschiedlicher Blütenpräferenzen (Ausnahme: Hummeln), sondern vielmehr aufgrund der unterschiedlichen Larvalansprüche der Schwebfliegen (phytophage, xylophage, aquatische, zoophage Larven) im Vergleich zu den Nistplatzansprüchen der Hymenopteren (Bodenart, Anteil offener Bereiche, vgl. Tab. A2).

Als Zeiger des Blütenangebotes sind Arten aus der gesamten Blütenbesucher-Gemeinschaft (insgesamt: 188 Arten) extrahiert worden, die allgemein als eurytope Offenlandarten einzustufen sind. Auf bestimmte Ansprüche (Gebüsche, Bodensubstrat etc.) angewiesene Arten können nur bedingt als (Haupt-) Zeiger des Blütenangebotes herangezogen werden, da ihr Auftreten nicht nur vom Blütenangebot bestimmt wird, sondern von anderen Faktoren abhängig ist. Auf der anderen Seite werden Ubiquisten und auch Arten, die nur sporadisch nachgewiesen wurden, als wenig geeignet eingestuft, das "grundlegende Blütenangebot" zu beurteilen. Des Weiteren sind die Schwebfliegenarten als Zeiger ungeeignet, die im Schwerpunkt auf Graspollen (*Melanostoma*, *Platycheirus*) spezialisiert sind.

Bei der **Artengruppe um *Sphaerophoria scripta*** handelt es sich um Schwebfliegen die in Grünlandgesellschaften und z.T. auch in Ackerflächen regelmäßig nachzuweisen sind (vgl. u.a. RÖDER 1990, SSYMANK et al. 1993, RASKIN 1994, SSYMANK 2001, LEOPOLD et al. 1996, LENNARTZ 2003). Demnach sind die Arten innerhalb der ruderalen Glatthaferwiesen stet und z.T. in hohen Individuendichten zu erwarten. RÖDER (1990). **Die Häufigkeit und Stetigkeit dieser Artengruppe kann als Zeiger für das "grundlegende Blühangebot" gewertet werden.**

Die Tabelle A2 gibt die Stetigkeit sowie die Häufigkeitsspanne der einzelnen Arten der *Sphaerophoria scripta*-Artengruppe pro klassifizierter Einheit wieder. In der Tabelle A9

finden sich Daten zur mittleren Individuenzahl pro Aufnahme­fläche der *Sphaerophoria*-Artengruppe (vgl. Tab. A9, Spalte: Schwebfliegen-Sph-Gr.), Angaben zur mittleren und absoluten Artenzahl der Blühpflanzen (ohne Gräser) sowie weitere Daten über das gesamte Artenspektrum der Syrphiden und Hymenopteren.

Die *Sphaerophoria scripta*-Artengruppe zeigt die höchsten Stetigkeiten als auch die höchsten mittleren Individuenzahlen pro Aufnahme­fläche (47 bis 52 Individuen/Aufnahme­fläche, vgl. Tab. A11) auf den Untersuchungsflächen Leipzig 1, Würzburg 1 und Würzburg 5/4 (vgl. Tab. A2, Lfd.Nr. 3, 15, 16). Mit insgesamt 35 Blühpflanzen (absolute Artenzahl; mittlere Artenzahl/Aufnahme­fläche = 18) weist die Fläche Leipzig 1 ein eher mittleres Blühangebot auf, mit insgesamt 51 Blühpflanzen (absolute Artenzahl; mittlere Artenzahl/Aufnahme­fläche = 28) umfasst die Fläche Würzburg 1 das weitaus größte Blühangebot. Demzufolge korreliert die reine Anzahl der Blühpflanzen nicht eindeutig mit der Individuenzahl der Schwebfliegen. Auch die Artenzahl aller nachgewiesenen Schwebfliegen belegt diese Tendenz, denn auf Würzburg 1 konnten nur 26, auf Leipzig 1 insgesamt 32 und auf Würzburg 5/4 insgesamt 36 Schwebfliegenarten nachgewiesen werden (vgl. Tab. A11). Für die Unterschiede zwischen Blühangebot und Häufigkeit bzw. Artenzahl der Schwebfliegen wird das Vorkommen verschiedener Pflanzenfamilien, z.B. Apiaceen, Asteraceen oder Ranunculaceen verantwortlich gemacht. Die herausragende Stellung von Leipzig 1 ergibt sich vornehmlich aufgrund des Bärenklau (*Heracleum sphondylium*), der als typische Schwebfliegen-Blühpflanze nur in Leipzig 1 regelmäßig und in höherer Abundanz vorhanden ist. Neben dem Bärenklau besitzen die Acker-Kratzdistel (*Cirsium arvense*), Wiesen-Flockenblume (*Centaurea jacea*), Wiesenkerbel (*Anthriscus sylvestris*) sowie die Acker-Witwenblume (*Knautia arvensis*) für Schwebfliegen eine bedeutsame Rolle (vgl. RÖDER 1990, SSYMANK 2001). Dagegen weisen die Würzburger Flächen ein anderes Blühspektrum auf. Einen wesentlichen Blühaspekt bilden gelbe Asteraceen (u.a. *Hieracium umbellatum*, *Picris hieracioides*, *Senecio erucifolius*), auf Würzburg 1 zudem Baldrian (*Valeriana wallrothii*) und auf Würzburg 5/4 ist dominant Origanum (*Origanum vulgare*) vertreten. Trotz des Fehlens der typischen Schwebfliegen-Blühpflanze (Bärenklau) wird das Blühangebot der Würzburger Flächen (vor allem W1) aufgrund u.a. der gelben Kompositen als sehr positiv beurteilt. Umso mehr verwundern die geringen Individuendichten (geringe absolute Artenzahlen) von Würzburg 1. Nur *Sphaerophoria scripta* weist aus der Gruppe der euryöken Offenlandsarten hohe Individuendichten auf (W1 z.T. massenhaft auf Baldrian), alle anderen Schwebfliegenarten konnten nur sporadisch bis extrem selten gefangen werden (vgl. Tab. A2). Da gerade die Untersuchungsfläche W1 sehr isoliert inmitten einer intensiv genutzten Agrarlandschaft liegt, kann vermutet

werden, dass selbst die euryöken Offenlandsarten sich nicht auf den Nichtzielflächen entwickeln können. Bei den eher sporadischen Nachweisen handelt es sich vermutlich um wandernde Arten.

Gegenüber den blühreichen bzw. mit der typischen Schwebfliegen-Blühpflanze (Bärenklau) versehenen Untersuchungsflächen zeigen die von Gräsern dominierten Aufnahmeflächen einen nochmals sehr starken Abfall der *Sphaerophoria scripta*-Artengruppe. Die geringsten Stetigkeiten und mittleren Individuenzahlen pro Aufnahmefläche von kleiner fünf (vgl. Tab. A11) weisen die Untersuchungsflächen Leipzig 5, Jülich 1, 2, 3, 4 und Würzburg R auf (vgl. Tab. A2, Lfd.Nr. 7, 9,10,17). Bei einer durchschnittlichen Fanghäufigkeit pro Aufnahmefläche von weniger als 5 Individuen über 2 Jahre kann von einem Vorhandensein der *Sphaerophoria scripta*-Artengruppe kaum noch gesprochen werden. Dieses Bild verschärft sich zudem aufgrund der Tatsache, dass die Fangzahlen hauptsächlich von zwei Arten bestimmt werden. Hierbei handelt es sich zum einen um *Sphaerophoria scripta*, die in Leipzig und Würzburg die höchsten Individuendichten zeigt. Entsprechend relativiert sich die mittlere Individuenzahl pro Aufnahmefläche von 33 Individuen des Quecken-Bestandes (Tab. A2, Lfd.Nr. 5 und Tab. Axx), denn diese vergleichsweise hohe Individuendichte ist ausschließlich auf *S. scripta* zurückzuführen. In Jülich spielt selbst diese typische und weit verbreitete Offenlandsart nur eine geringe Rolle. Die häufigste Art in Jülich ist *Syritta pipiens*, die sehr oft von *Senecio inaequidens* (gelbe Asteracee) gefangen wurde, d.h. die Individuenzahlen der Schwebfliegen in Jülich sind primär davon abhängig, ob *Senecio inaequidens* in einer Aufnahmefläche auftritt oder nicht (vgl. Tab. A2).

Die Stetigkeiten der anderen Einheiten bewegen sich zwischen den beschriebenen Extrempunkten. Bemerkenswert ist die Fläche Würzburg 3, da trotz einem hohen Blühangebot (absolut 49 Blühpflanzen, mittlere Artenzahl/Aufnahmefläche = 22) die *Sphaerophoria scripta*-Artengruppe im Mittel nur mit 10 Individuen pro Aufnahmefläche vertreten ist. **Dies wird als ein extremes Missverhältnis zwischen Blühangebot und Auftreten der euryöken Offenlandsarten bewertet.**

**Fazit:** Die euryöken Offenlandsarten um *Sphaerophoria scripta* werden als die besten Indikatoren für das Blühangebot gewertet, da Abhängigkeiten von anderen standortökologischen Faktoren (Bodenfeuchte, Bodenart, Klima) dagegen eher eine untergeordnete Rolle spielen (bei Hymenopteren nicht der Fall). Mit durchschnittlichen Individuenzahlen pro 30 Begehungen und Aufnahmefläche von ca. 50 für die blühreichen und von < 5 Individuen für die Gras-Dominanzbestände wird die Abhängigkeit der Artengruppe vom Blühangebot belegt. Modifi-

ziert wird diese Tendenz aufgrund der Qualität der Blühpflanzen für Schwebfliegen (wichtigste Arten: Bärenklau, Disteln) sowie dem Grad der Isolierung der Untersuchungsflächen. Der letzte Punkt kann als Hinweis verstanden werden, dass sich selbst die euryöken Offenlandsarten nicht in den Agrargebieten entwickeln können, sondern vermutlich wenn möglich einwandern. Als dominierende Schwebfliegenart tritt in Leipzig und Würzburg *Sphaerophoria scripta*, in Jülich *Syritta pipiens* auf.

#### 4.2.1.7 Begleiter

Für die Abgrenzung und das Erkennen einer Phytozönose, Zoozönose und demzufolge einer Biozönose ist die Gesamtheit der diagnostischen Arten (Differential- und Kennarten) sowie der Begleiter mit einer hohen Stetigkeit entscheidend (=Charakteristische Artenverbindung). Den diagnostischen Arten werden die Begleiter gegenübergestellt, was lediglich bedeutet, dass sie keinen syntaxonomisch - diagnostischen Wert besitzen. Dies bedeutet, dass die Arten in der betrachteten Formation Grünland ein so weites Verbreitungsmuster aufweisen, dass mittels dieser Arten eine standortökologische Differenzierung nicht vorgenommen werden kann. Sie sind aber aufgrund ihrer Dominanz, entscheidend am Aufbau der Biozönose beteiligt.

Zu den Begleitern mit hoher Stetigkeit zählen insgesamt 33 Arten (vgl. Tab. A2), die sich aus allen untersuchten Taxa rekrutieren. Als typische ubiquitäre Arten sind z.B. die Schwebfliege *Episyrphus balteatus*, der Coccinellide *Coccinella septempunctata* oder die Spinnen *Pardosa pullata*, *Alopecosa pulverulenta* oder *Trochosa terricola* zu nennen. Als Begleiter sind auch die polylektischen, bereits sehr früh im Jahr und bei niedrigen Temperaturen sammelnden Hummelarten *Bombus lucorum*, *B. pascuorum* und *B. lapidarius* einzustufen. Diese Arten können auch das begrenzte Blütenangebot auf den artenarmen Untersuchungsflächen gut nutzen und zählen daher zu den konkurrenzstarken Arten, die das Auftreten anderer Wildbienen begrenzen können (vgl. LÜTTMANN 1994, WESTRICH 1989). Dagegen zeigen die Begleiter mit geringer Stetigkeit ein eher sporadisches Auftreten. Neben den Vagabundierenden und Irrgästen zählen u.a. auch die Arten zu dieser Gruppe, die aus benachbarten Strukturen einwandern bzw. einfliegen.

Bemerkenswert ist eine Gruppe aus allgemein häufigen, bodennistenden Hymenopteren-Arten. Diese Gruppe umfasst 13 Arten (4 Furchenbienen, 5 Sandbienen und 2 ihrer Kuckucksbienen, 1 Grabwespe, 1 *Anthophora*-Biene). Aufgrund der allgemeinen Verbreitung dieser Arten wurden diese Hymenopteren als Begleiter eingestuft. Aufgrund der eigenen Daten zeigen diese Arten aber einen deutlichen Schwerpunkt in Leipzig, treten in Würzburg

nur sporadisch auf (Ausnahme: *Lasioglossum laticeps*, *Lasioglossum calceatum*) und fehlen in Jülich (Ausnahme: *Anthophora acervorum*) gänzlich (vgl. Tab. A2). Diese Artengruppe könnte man somit auch indirekt als Ruderalisierungs-Zeiger werten, da der Anteil an offenen Bodenstellen direkt abhängig ist von dem Grad der Ruderalisierung. In den Dominanzbeständen, wie sie vorwiegend in Jülich vorliegen, sind keine offenen Bodenstellen vorhanden. **Trotzdem verwundert, wie auch bei den euryöken Schwebfliegen, der nahezu komplette Ausfall allgemein häufiger Arten.** Dies ist umso schwerwiegender, da die Fläche Jülich 5 genügend offene Bereiche für diese Arten anbietet und auch vom Blütenangebot aus beurteilt, diese Arten eigentlich dort vorkommen müssten. Die Arten scheinen, wie auch bei den Schwebfliegen vermutet wird, aus dem gesamten Untersuchungsraum Jülicher Bördelandschaft verschwunden zu sein. Es bleibt hervorzuheben, dass es sich bei *Lasioglossum laticeps* und *Lasioglossum calceatum* nach WESTRICH (1989) um eine der häufigsten, in ganz Deutschland ohne Einschränkung verbreiteten, Bienenarten handelt. Auch das sehr schwache Auftreten dieser Artengruppe in Würzburg muss als standörtlich ungewöhnlich eingestuft werden, da gerade in Würzburg ein hohes Blütenangebot mit z.T. noch offenen Bodenstellen einhergeht (Würzburg 5, Würzburg 1).

Neben den bodennistenden Hymenopteren ist auch die Heuschrecke *Chorthippus brunneus* als Zeiger für offene Bodenstellen einzustufen. Nach LAUBMANN (1998) besitzt diese Art in der Agrarlandschaft ein Schwerpunktvorkommen auf Ackerbrachen, die grasig-krautigen Raine werden eher sporadisch besiedelt. Im Rahmen der eigenen Aufnahmen konnte der Braune-Grashüpfer mit Ausnahme der Gras-Dominanzbestände in mehreren Nichtzielflächen nachgewiesen werden. So tritt *Chorthippus brunneus* im Gegensatz zu den bodennistenden Hymenopteren z.B. noch häufig auf der Fläche Jülich 5 auf. Als Art mit weiter autökologischer Amplitude (benötigt nur offenen Bodenstellen) ist die Heuschrecke soziologisch als Begleiter einzustufen. Auch die Heuschrecken *Metrioptera roeselii*, *Chorthippus biguttulus* und *Chorthippus parallelus* zählen zu den Arten mit breitem Habitatspektrum (= Begleiter) (vgl. LAUBMANN 1998, DETZEL 1998, MAAS et al. 2002). *Chorthippus biguttulus* bevorzugt jedoch die wärme begünstigten Südhänge (sehr hohe Individuendichten z.B. Jülich 5) ohne aber auf den anderen Flächen zu fehlen. *Metrioptera roeseli* fehlt im Untersuchungsraum Jülich (nur J3, vermutlich Einschleppung durch Tagebau Rheinbraun) aus areal-geographischen Gründen (vgl. MAAS et al. 2002), ist aber ansonsten in den Nichtzielflächen hochstet (vgl. auch LAUBMANN 1998) nachzuweisen. Bei *Chorthippus parallelus* handelt es sich um eine extrem euryöke Art, welche nahezu als einzige Heuschrecke noch in den extremen Gras-Dominanzbeständen übrig bleibt (z.B. Jülich 1).

Bei den anderen Begleitern ist nicht gänzlich auszuschließen, dass einige dieser Arten evtl. noch einen diagnostischen Wert besitzen, der auf der Grundlage der vorliegenden Daten und der Literatur nicht beurteilt werden kann, sich aber aus weiteren Untersuchungen ergeben könnte. Dies gilt in erster Linie für die Tiergruppen, deren Verteilungsmuster innerhalb der Formation Grünland unzureichend bekannt ist. Die Ergebnisse zu den Carabiden können als gesichert bewertet werden. Bei den hochsteten *Collembolen* kann z.B. nicht beurteilt werden, ob die Arten allgemein im Grünland auftreten (= Begleiter) oder in den Feuchtwiesen und/oder den Trockenrasen fehlen (= mesophile Grünlandgruppe). Die hochsteten *Collembolen* wurden daher als Begleiter eingestuft.

#### 4.2.1.8 Zusammenfassender Vergleich und standortökologische Einordnung

Das Muster der Grundarten-Zusammensetzung ist insgesamt als heterogen einzustufen. Als typische verbindende Arten sind in erster Linie der Glatthafer zu werten und die Artengruppe um den Carabide *Pseudoophonus rufipes*. Die Heterogenität des Grundmusters begründet sich vor allem in den geringen Stetigkeiten der Verbands-, Ordnungs- und Klassenkennarten der Vegetationskunde sowie der überregionalen Differenzierung der *Poecilus versicolor*-Artengruppe. Zudem treten auch die Ruderalarten der *Artemisia vulgaris*-Artengruppe uneinheitlich auf, wodurch das verbindende Merkmal der ruderalen Glatthafer-Wiesen nur schwach ausgeprägt ist.

Die höchste Homogenität weisen die Untersuchungsflächen in Leipzig auf, da die *Poecilus versicolor*-Artengruppe auf den Untersuchungsflächen in Leipzig höchst vertreten ist. Von Seiten der Zootaxa zeigt die Referenzfläche in Leipzig zudem das stabilste Grund-Arteninventar, welches in den Nichtzielflächen durch die hohe Abnahme der Individuenzahlen von *Pardosa palustris* und *Poecilus versicolor* instabiler erscheint.

Betrachtet man die standortökologische Amplitude des Glatthafer und damit der Glatthafer-Mähwiesen bzw. der ruderalen Glatthafer-Wiesen, verwundert die Heterogenität des Grundarten-Musters weniger. Der Glatthafer besiedelt mäßig feuchte (Leipzig) bis trockene (Würzburg) Standorte der planar-kollinen bis submontanen Lagen. Es werden die verschiedensten Bodentypen (Extremwerte: Leipzig–Gley bis Würzburg–Rendzina) und Bodenarten (Extremwerte: Leipzig–sandig bis Würzburg, Jülich–tonig) von *Arrhenatherum elatius* eingenommen. Die Amplitude des pH-Wertes des Glatthafer reicht im Rahmen der vorliegenden Studie (Extremwerte) von 4,8 (L3, J5) bis 8,1 (W1). Außerdem ist der Glatthafer weit verbreitet und zeigt keine deutlichen Unterschiede in Hinblick auf Ozeanität bzw. Zonalität. Der

gemeinsame Faktor innerhalb der Glatthafer-Wiesen ist somit nur die Bewirtschaftungsweise, die innerhalb der typischen Glatthaferwiesen zu einem relativ einheitlichen Grundarten-Muster führt. Für die untersuchten Tiergruppen scheint die Bewirtschaftungsweise weniger relevant zu sein, da Unterschiede im Makroklima, Bodenart und Bodentyp zu sehr deutlichen Verschiebungen im Grundmuster führen.

#### **4.2.2 Differentialartengruppen (Standortvarianten)**

Durch die Differentialarten (d) innerhalb des dargestellten Grundmusters lassen sich die Glatthaferwiesen weiter unterteilen und in mehrere Varianten einteilen. Aufgrund der weiten standortökologischen Amplitude des Glatthafer, sind bereits in der Vegetationskunde eine Vielzahl an Varianten der Glatthaferwiesen bzw. der ruderalen Glatthaferwiesen beschrieben.

##### **4.2.2.1 Differenzierende Artengruppen zum Basen-Kalkgehalt und Bodenart**

Die Haupt-Differenzierung der untersuchten ruderalen Glatthaferwiesen bzw. Glatthaferwiesen ergibt sich anhand der *Calathus ambiguus* - Artengruppe und der *Brachinus crepitans*-Artengruppe. Als Haupt-Faktor für die Differenzierung sind der pH-Wert, das Al/Ca-Verhältnis sowie der Aluminium- und Kalzium-Gehalt zu nennen. Zudem ist die Bodenart innerhalb der Gebiete unterschiedlich (vgl. Abb. 4-2).

Vergleicht man die Amplituden (75%-Quantile) und Medianwerte der Standortfaktoren mit denen der beiden Artengruppen, ergeben sich keinerlei Überlappungen, d.h. die Maximum-Werte der *C. ambiguus*-Gr. (z.B. pH-Wert 6,7) sind geringer, als die Minimum-Werte der *B. crepitans*-Gr. (z.B. pH-Wert 7,9). Die Lössböden in Jülich, wo beide Artengruppen fehlen, nehmen eine mittlere Stellung ein. In Hinblick auf pH-Wert und Al/Ca-Verhältnis sind weitgehende Übereinstimmungen zu den Sandböden in Leipzig vorhanden, die Al- und Ca-Gehalte von Jülich liegen zwischen den Werten von Leipzig und Würzburg. Auch die Bodenart wird als ein wesentlicher differenzierender Faktor eingestuft. In Leipzig wird die Bodenart von Sand, in Jülich von Schluff und in Würzburg überwiegend von Lehm bestimmt.

Varianten:	Leipzig					Jülich				Würzburg									
	1	2	1	2	3	4	5	1	2	3	4	1	2	3	4	5	6		
pH-Wert (CaCl <sub>2</sub> ) :	x		5,7	5,9		6,7		x		5,7	6,3	6,7		7,9	7,9		8,0		
Al/Ca-Verhältnis :	x		2,2	3,5		4,4		x		2,2	3,2	6,4		0,4	0,4	0,9	0,1	0,2	0,3
Aluminium (g/kg) :	x		4,8	5,5		7,5		x		11	13	15		21	25	27	7,6	8,0	8,0
Calcium (g/kg) :	x		1,1	2,0		3,0		x		2,3	4,1	6,4		28	53	67	96	100	192
Bodenart (A-Horizont) :	IS, tS, S					uL, IU, uS				uL, tL, Ul									
	Sand																		
<b>Calathus ambiguus-Gr.</b>	1	1	1	1	1	1	1												
Calosoma maderae-Gr.				1	1														
Agrostis tenuis-Gr.					1														
Poecilus lepidus-uGr.					1														
P. madidus-uGr.																			
Carabus coriaceus-Gr.										1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<b>B. crepitans-Gr.</b>														1	1	1	1	1	1
C. cancellatus-uGr.															1				
<b>H. umbratilis-Gr.</b>																	1	1	1
Origanum vulgare-uGr.																		1	
O. ardosiacus-uGr.																		1	
Harpalus atratus-uGr.																			1

Abb. 4-2: Schema zur Verteilung der Artengruppen in Bezug auf Basengehalt und Bodenart (75% Quantile, Medianwert; x = Beschreibung im Text; vgl. Abb. 4-1)

Artengruppen basen-kalkarmer/sandig-grusiger Standorte

1. Gruppe:

*Calathus ambiguus-Gr.*: Carabidae: *Calathus ambiguus*, *Calathus cinctus*, *Bembidion prope-rans*, *Amara bifrons*, *Harpalus signaticornis*, *Amara aenea*, *Harpalus luteicornis*  
 Pflanze: *Cerastium arvense* Araneae: *Zelotes electus*, *Zelotes subterraneus*,  
*Araeoncus humilis*, *Zelotes longipes*, *Pelecopsis parallela*, *Pelecopsis radicolica*,  
*Ozyptila trux*, *Xerolycosa miniata* Hymenoptera: *Cerceris arenaria*, *Colletes*  
*fodiens*, *Dasypoda hirtipes*, *Ammophila pubescens*, *Oxybelus quatuorodescimno-*  
*tatus*, *Crabro peltarius*, *Lasioglossum quadrinotatum*, *Sphecodes pellucidus*,  
*Crossocerus wesmaeli*

2. Gruppe:

*Calosoma maderae-Gr.*: Carabidae: *Calosoma maderae*, *Pseudoophonus calceatus*, *Amara*  
*apricaria*, *Harpalus pumilus* Coccinellidae: *Adonia variegata* Collembola:  
*Cryptopygus bipunctatus* Araneae: *Zelotes aeneus* Hymenoptera: *Anoplius*  
*viaticus*

## 3. Gruppe :

*Agrostis tenuis*-Gr: Pflanze: *Agrostis tenuis*

## 4. Gruppe :

*Poecilus lepidus*-uGr : Carabidae : *Poecilus lepidus*, *Amara tricuspidata*, *Microlestes minutulus*, *Amara consularis*

## 5. Gruppe :

*Pterostichus madidus*-uGr. : Carabidae : *Pterostichus madidus* (G-Var.) Pflanze : *Senecio inaequidens*

1. Gruppe: Die ***Calathus ambiguus*-Gruppe** (= Sandflächen in Leipzig) ist sowohl innerhalb der Glatthaferwiesen (Leipzig Variante 1 und 2, siehe Abb. 4-2, Tab. A2, Lfd.Nr. 1 u.2) als auch der ruderalen Glatthaferwiese vertreten (Leipzig Variante 1 bis 5, siehe Abb. 4-2, Tab. A2, Lfd.Nr. 3-7). Demzufolge wirkt sich die unterschiedliche Nutzung (regelmäßige Mahd – keine bzw. unregelmäßige Mahd) auf die Sandarten nicht aus. Tendenziell ist jedoch festzustellen, dass die Vertreter der *Calathus ambiguus*-Gruppe in den Agrargebieten stärker vertreten sind als auf der Referenzfläche in Leipzig. Dies trifft für nahezu alle Arten dieser Artengruppe zu (siehe Stetigkeiten Tab. A2, Lfd.Nr.1 im Vergleich zu Lfd.Nr. 2-7), so auch für die namensgebende Art der Gruppe *Calathus ambiguus*.

Nach OEKOKART (1997) präferieren im Untersuchungsraum Leipzig Carabiden wie *Calathus ambiguus* oder *Bembidion properans* sandige bis lehmig-sandige Böden, ein Verbreitungsschwerpunkt, der nach TURIN (2000) auch im atlantischen Klimabereich Gültigkeit besitzt. Die Spinnen *Zelotes electus* und *Xerolycosa miniata* besiedeln im Schwerpunkt Küstendünen (vgl. HÄNGGI et al 1995), d.h. diese Arten weisen eine hohe Affinität zu sandigen Bodensubstraten auf. Aus der Gruppe der Hymenopteren sind insgesamt 9 Sandarten vorhanden (5 Grabwespen, 4 Bienenarten), die eine deutliche Präferenz für offene und warme Sandlebensräume aufweisen (nach WESTRICH 1989, SCHMID-EGGER et al. 1995, BLÖSCH 2000). Diese Arten treten jedoch in geringen Stetigkeiten und Individuendichten auf, wobei die Fläche Leipzig 1 bevorzugt besiedelt wird. Dass die Sandarten besondere Ansprüche an das Vorkommen ihrer Pollenquellen stellen (u.a. *Dasypoda hirtipes* oligolektisch auf *Dipsacaceae*, vgl. WESTRICH 1989), begründet die Seltenheit dieser Arten. Nur die Fläche L1 scheint dem Anspruch zwischen offenen Bereichen und Blütenangebot durch eine stärkere Ruderalisierung der Aufnahmeflächen gerecht zu werden. In dem Wiesen-Fuchsschwanz-Dominanzbestand (L5.3, L54, vgl. Tab. A2, Lfd.Nr. 7) treten keine Sandarten auf.

In der Vegetationskunde sind Varianten der Glatthaferwiese mit Acker-Hornkraut (*Cerastium arvense*) von basenarmen, sandigen Uferwällen größerer Flüsse in Nordrhein-Westfalen beschrieben (vgl. FOERSTER 1983). Aber auch von der Elbe bei Magdeburg (PASSARGE 1960) oder aus Nordbayern (HAUSER 1988) sind Subassoziationen der Glatthaferwiesen mit *Cerastium arvense* bekannt (vgl. zudem MEISEL 1969, KRISCH 1967). Neben dem Acker-Hornkraut finden sich in diesen Aufnahmen zudem Arten wie *Armeria elongata*, *Dianthus deltoides* oder *Hieracium umbellatum*. Diese Arten besiedeln vereinzelt die Untersuchungsfläche Leipzig 3 (vgl. Tab.A3), aber nur im Übergang zwischen der eigentlichen Glatthaferwiese und dem benachbarten Feldweg (ca. 10 cm Breiter Saum) d.h. die Arten gehen der Konkurrenz des Glatthafers (bzw. der Quecke) aus dem Weg, indem sie die extremen Randbereiche aufsuchen.

Bemerkenswert ist die Artenzusammensetzung der differenzierenden Artengruppe. Die Sandgruppe um *Calathus ambiguus* wird bis auf eine Ausnahme (Pflanze: *Cerastium arvense*) von Tierarten aufgebaut (vgl. Tab. A2). Dies zeigt, dass durch die "Nutzungen im allgemeinen" die Pflanzenarten in der Agrarlandschaft einer stärkeren Nivellierung unterliegen, als die untersuchten Zootaxa.

Es ist mit einer hohen Wahrscheinlichkeit davon auszugehen, dass die Gruppe um *Calathus ambiguus* auf den Nichtzielflächen innerhalb der sandigen Agrargebiete regelmäßig nachzuweisen ist (auch im atlantischen Klimabereich), d.h. die Sand-Gruppe wird als eine allgemein verbreitete Variante der ruderalen Glatthaferwiesen in den Sand-Ackergebieten eingestuft.

2. Gruppe: Innerhalb der Sandflächen in Leipzig korreliert die ***Calosoma maderae*-Gruppe** mit einem nur aus Sand bestehenden A-Horizont und nimmt daher eine kleinere standortökologische Amplitude ein, als die standortökologisch weiter verbreitete *Calathus ambiguus*-Gr (lehmiger- bzw. toniger Sand). Die Arten um *Calosoma maderae* werden von OEKOKART (1997) als Indikatoren für offene Sandbodenhabitats eingestuft. Da sich die Aufnahmeflächen L2.3 und L2.4 durch offene, sandige Bereiche auszeichnen, kann der Indikatorwert dieser Gruppe bestätigt werden. Das bemerkenswerte an dieser Artengruppe ist, dass es sich überwiegend um hochgradig gefährdete Arten handelt (RL BRD: *Calosoma maderae* – vom Aussterben bedroht). Aus der Gruppe der "Sandbienen" besiedelt eine Wegwespe ausschließlich diesen Sandstandort. Aufgrund der Besonderheit des Standortes und der Seltenheit der Arten wird diese Artengruppe in Agrargebieten nur sehr bedingt an anderer Stelle nachweisbar sein, d.h. die Artengruppe ist als eine Sondererscheinung in der Agrarlandschaft einzustufen.

3. und 4. Gruppe: Ebenso wie die Arten um *Calosoma maderae* stellt auch die ***Poecilus lepidus*-Gruppe** einen Anspruch an basenarme, sandige Standortbedingungen (A-Horizont: Sand, vgl. Tab. A1). So bevorzugt *Poecilus lepidus* nach OEKOKART (1997) Feinsand (vgl. auch TURIN 2000). Es werden aber im Gegensatz zur vorherigen Artengruppe geschlossene Sandbodenhabitats besiedelt. *Agrostis tenuis* ist eine Grasart bodensaurer Magerrasen und Magerweiden (u.a Art der Sandtrockenrasen vgl. OBERDORFER 1994, ROTHMALER 1988) und bildet zusammen mit der Quecke sowie Glatthafer (geringer Deckungsgrad) auf der Fläche Leipzig 3 einen geschlossenen Rasen. Das gemeinsame Auftreten von *Agrostis tenuis* und der *Poecilus lepidus*-Gruppe (vgl. Tab. A2, Lfd.Nr. 5) ist nach den standortökologischen Ansprüchen der Arten schlüssig und die Artengruppen werden in den “sandigsten Agrarlandschaften“ regelmäßig nachweisbar sein.

5. Gruppe: Die Referenzfläche in Jülich (Jülich Variante 1, siehe Abb. 4-2, vgl. Tab. A2, Lfd.Nr. 8) tendiert bei allen Faktoren deutlich zu den Standortverhältnissen in Leipzig. So liegt der pH-Wert von JR (25% Quantile 5,7; Medianwert 5,8; 75% Quantile 5,9) im Bereich der pH-Wertamplitude von Leipzig (vgl. Abb. 4-2), die Aluminium-Gehalte (JR; 25% Quartile 9,1; Medianwert 9,5; 75% Quantile 9,7) genau zwischen den Werten von Leipzig und Jülich (vgl. Abb. 4-2, Tab. A2). Anhand der Pflanzenart *Agrostis tenuis* wird diese Beziehung angezeigt. Neben *Agrostis tenuis* tritt auf JR in sehr hohen Individuendichten der nur im atlantischen Klimabereich (siehe G-Var. = gleichzeitig geographische Differentialart) verbreitete Carabiden ***Pterostichus madidus*** auf (vgl. TURIN 2000). Diese *Pterostichus*-Art ist im atlantischen Klimabereich weit verbreitet, bevorzugt aber trockene Graslandbiotope so auch Kalktrockenrasen (vgl. TURIN 2000, LENNARTZ 2003). Der pH-Wert oder die Al-Gehalte sind demnach für diese Art wie auch für *Senecio inaequidens* nicht entscheidend (anders bei *Agrostis tenuis*), sondern die grusigen (-leicht sandigen) Bodenverhältnisse die zeitweise zu einer starken Austrocknung der Referenzfläche in Jülich führt. Die sehr niedrige Wasserhaltekapazität (Medianwert 5,4 ml/100g) der Referenzfläche in Jülich belegt diese Einschätzung (vgl. Tab. A2, Lfd. Nr. 8, siehe Amplituden zur Wasserhaltekapazität). Im atlantischen Klimabereich wird *Pterostichus madidus* ebenso *Senecio inaequidens* in den ruderalen Glatthaferwiesen der Nichtzielflächen auf Sand- und Kalk regelmäßig nachzuweisen sein.

Artengruppen basen-kalkreicher (zeitweilige Austrocknung) Standorte (Löss, Muschelkalke)

1. Gruppe:

*Carabus coriaceus*-Gr.: Carabidae: *Carabus coriaceus*, Araneae: *Hahnia nava*, *Pocadicnemis pumila*, *Cicurina cicur* Collembola: *Lepidocyrtus paradoxus*, *Pseudosinella alba*

2. Gruppe:

*Brachinus crepitans*-Gr.: Carabidae: *Brachinus crepitans*, *Harpalus dimidiatus*, *Carabus auratus*, *Ophonus azureus* Araneae: *Pardosa riparia* (G-Var.), *Erigonella hiemalis*, *Dysdera erythrina*, *Pardosa bifasciata*, *Argenna subnigra*  
Pflanzen: *Geranium columbinum*, *Agrimonia eupatoria*, *Ranunculus bulbosus*, *Coronilla varia*, *Falcaria vulgaris*, *Viola hirta*  
Syrphidae: *Chrysotoxum cautum* (S-Var.), *Pipizella annulata*

3. Gruppe:

*Carabus cancellatus*-uGr: Carabidae: *Carabus cancellatus*

4. Gruppe:

*Haplodrassus umbratilis*-Artengruppe: Araneae: *Haplodrassus umbratilis*, *Ozyptila claveata*, *Ozyptila atomaria*, *Xysticus bifasciatus*, *Agroeca cuprea*

5. Gruppe:

*Origanum vulgare*-uGr: Pflanzen: *Origanum vulgare* Araneae: *Zodarion germanicum*  
Hymenoptera: *Halictus maculatus*, *Bombus humilis*, *Eucera nigrescens*, *Halictus scabiosae*, *Hylaeus variegatus* Saltatoria: *Chortippus mollis*

6. Gruppe:

*Ophonus ardosiaius*-uGr.: Carabidae: *Ophonus ardosiacus* Pflanzen: *Brachypodium pinnatum*, *Plantago media*, *Cerastium brachypetalum*, *Picris hieracioides*, *Fragaria vesca*, *Inula conyza*, *Ononis spinosa* agg., *Ajuga genevensis*, *Senecio erucifolius*, *Erigeron acris*, *Valeriana wallrothii*, *Vicia tenuifolia* Syrphidae: *Pipizella zenegenensis*, *Pipizella divicoi* Hymenopteren: *Polistes nympa*

7. Gruppe:

*Harpalus atratus*-uGr: Carabidae: *Harpalus atratus*, Araneae: *Alopecosa trabalis*, *Phrurolithus minimus*, *Zodarion rubidum*

1. Gruppe: Durch die Tabellensortierung ergibt sich eine aus Carabiden, Araneen und Collembolen bestehende Artengruppe, die deutlich im Schwerpunkt die Löss- und Kalkgebiete bevorzugt (hohe Stetigkeiten und höhere Individuenzahlen, vgl. Tab. A2) und auf den Sandflächen in Leipzig fehlt bzw. nur in Einzelexemplaren nachgewiesen wurde. Somit verbindet die ***Carabus coriaceus*-Gruppe** die Lössboden in Jülich mit den Kalkböden in Würz-

burg (vgl. Tab A2). Eine Übereinstimmung des ermittelten Verteilungsmusters der Arten im Rahmen der vorliegenden Aufnahmen mit der in der Literatur beschriebenen Autökologie der Arten ist nur für *Carabus coriaceus* festzustellen. Da auf feinem standortökologischem Raster zu den Collembolen keine Daten vorliegen, kann das Verteilungsmuster der beiden Collembolen-Arten nur festgestellt werden.

Der Carabide *Carabus coriaceus* gilt als typische Waldart, der im Schwerpunkt in den mesophilen bis kalkreichen Waldtypen nachgewiesen wurde (vgl. ROß-NICKOLL 2000). In der Eifel besiedelt der Carabide die Kalkmagerrasen (BECKER 1970, BECKER 1977). Dieses Verteilungsmuster stimmt mit den ermittelten Daten überein, da die Artengruppe um *Carabus coriaceus* die mesophilen Löss- bis Kalkböden einnimmt.

2. Gruppe: Eine grundlegende Artengruppe ist die ***Brachinus crepitans*-Artengruppe**, die als Gegenspieler zur Sand-Gruppe um *Calathus ambiguus* aufzufassen ist. Die *Brachinus crepitans*-Gr. kann weitgehend parallelisiert werden mit der in der vegetationskundlichen Literatur beschriebenen *Ranunculus bulbosus*-Variante der Glatthaferwiesen (vgl. FOERSTER 1983, HAUSER 1988, DIERSCHKE 1996). Von einigen Autoren wird diese Variante der Glatthaferwiese als eigene Gesellschaft geführt (Knollen-Hahnenfuß-Glatthaferwiese, vgl. MUCINA et al. 1993). Von FISCHER (1985) wurde zum erstenmal das *Tanaceto-Arrhenatheretum ranunculetosum bulbosi* beschrieben, d.h. die Variante mit Knollen-Hahnenfuß (*Ranunculus bulbosus*) ist seitdem auch für die ruderalen Glatthaferwiesen belegt.

Die Variante mit Knollen-Hahnenfuß zeigt (*Ranunculus bulbosus* ist ein Vertreter der *Brachinus crepitans*-Artengruppe, vgl. Tab A2), die zeitweilige Austrocknung der Standorte an, die u.a. auf einer Flachgründigkeit der Böden beruhen kann (vgl. FOERSTER 1983). Diese standortökologische Angabe trifft für die Würzburger Untersuchungsflächen zu, denn obwohl die tonigen Böden in Würzburg eine hohe Wasserhaltekapazität (Medianwert von 14 ml/100g Boden, vgl. Tab. A2) aufweisen, neigt Ton aber auch gleichzeitig bei geringen Niederschlägen zu einer starken Austrocknung. Daher beherbergen gerade die Kalkstandorte sehr oft Trockenrasen. Demzufolge treten die Faktoren "basen-kalkreich" und "zeitweilige Austrocknung" oftmals parallel auf, wie im vorliegenden Falle.

Insgesamt ist die *Brachinus crepitans*-Artengruppe als eine Trennartengruppe des Basen-Kalkgehaltes und nicht (primär) der Bodenfeuchte eingestuft worden, da die meisten Vertreter dieser Gruppe eine hohe Affinität zu Kalkstandorten aufweisen. Die Fangstandorte von *Brachinus crepitans* beschreibt TURIN (2000) wie folgt: "De vangsten komen alle uit kalkgrasland". Gleiche Angaben liefert TURIN (2000) zu *Ophonus azureus* und *Harpalus*

*dimidiatus*. Da in den Niederlanden mehr Sand- als Kalktrockenrasen vorliegen, belegt dies eindeutig die hohe Bindung der aufgeführten Carabiden an Kalkstandorte. Auch die anderen Arten der *Brachinus crepitans*-Gruppe weisen eine mehr oder weniger hohe Bindung an Kalkstandorte auf wie z.B. *Geranium columbinum*, *Agrimonia eupatorium*, *Viola hirta* oder *Falcaria falcata* (kalkholde Pflanzen, Basenzeiger, vgl. u.a. ROTHMALER 1988) ebenso die Spinne *Pardosa bifasciata* (vgl. HÄNGGI et. al 1995). Auch die beiden aufgeführten Schwebfliegenarten besitzen nach VAN DER GOOT (1981), VERLINDEN (1991) und RÖDER (1990) eine (wenn auch schwache) Vorliebe für Kalk-Untergrund. Allgemein kann die Artengruppe um *Brachinus crepitans* als der basen-kalkreiche Flügel der trockenen Glatthaferwiesen bzw. der trockenen ruderalen Glatthaferwiesen aufgefasst werden (weitere Ausführungen liefern hierzu FOERSTER 1983 oder HAUSER 1988). Diese Artengruppe wird zweifelsfrei in den Agrargebieten mit kalkigem Untergrund oftmals nachzuweisen sein.

Die meisten Varianten (6 Varianten, siehe Abb. 4-2, Tab. A2, Lfd. Nr. 12-17) sind auf den Kalkflächen in Würzburg festzustellen, d.h. die ohnehin schon basenreichen (zeitweise austrocknenden) Flächen lassen sich weiter differenzieren. Ein Vergleich der aufgestellten Artengruppen mit der sehr umfangreichen Literatur der Vegetationskunde über die Varianten der trockenen Glatthaferwiesen (vgl. u.a. KNAPP 1946, 1954, ELLENBERG 1952, PASSARGE 1960, MEISEL 1969, RUTHSATZ 1970, DIERSCHKE & VOGEL 1981, OBERDORFER 1957, 1983, FOERSTER 1983, HAUSER 1988, DIERSCHKE 1996) würde den Rahmen der vorliegenden Studie deutlich übersteigen, so dass nur vereinzelt auf die wesentlichsten Zusammenhänge verwiesen werden kann.

3. und 4. Gruppe: Entscheidend bei der Differenzierung der basenreichen Standorte (= der *Brachinus crepitans*-Artengruppe) ist die ***Haplodrassus umbratilis*-Artengruppe**, durch die die Würzburger Flächen in eine sehr kalkreiche (siehe Abb. 4-2, Würzburg 4, 5, 6; vgl. Tab. A2, Lfd.Nr. 15, 16,17) und eine mäßig kalkreiche (siehe Abb. 4-2, Würzburg 1, 2, 3; vgl. Tab. A2, Lfd.Nr. 12, 13, 14) Standort-Gruppe eingeteilt werden. Die Calcium-Gehalte begründen sehr eindrucksvoll diese Zweiteilung (vgl. Abb. 4-2, Tab. A2). Bei der nur aus Spinnen bestehenden Artengruppe handelt es sich um Arten, die auf den Kalk-Trockenrasen ihren Verbreitungsschwerpunkt aufweisen. Die Spinnen *Haplodrassus umbratilis* und *Ozyptila claveata* sind bereits als typische Arten der Kalk-Trockenrasen (vgl. HÄNGGI et. al 1995) einzustufen. Demnach liegt eine extreme Ausbildungsform der ruderalen Glatthaferwiesen vor, die den Übergang zu den Kalk-Trockenrasen dokumentiert (entspricht weitgehend dem *Arrhenatherum brometosum erecti*, vor allem Tab. A2, Lfd.Nr. 16). Zwischen den

“mesophilen Kalkstandorten“ und den “extremen Kalkstandorten“ vermittelt der Carabide *Carabus cancellatus* (vgl. Tab. A2, Lfd.Nr. 14, 15).

Auch die drei Untergruppen der kalkreichen *Haplodrassus umbratilis*-Gr. können mittels der Ca- und Al-Gehalte sowie anhand des Ca/Al-Verhältnisses getrennt werden. Neben diesen Faktoren sind aber auch die Hanglage und die unterschiedlichen Nährstoffgehalte (vgl. nachfolgende Kapitel) an der Ausbildung dieser drei Unter-Varianten beteiligt.

5. und 6. Gruppe: Die *Origanum vulgare*- und *Ophonus ardosiacus*-Untergruppe spiegelt die Versaumung der Nichtzielfläche Würzburg 5 und 1 wider, d.h. weniger die Ruderalarten aus der Gruppe der Beifuß-Schuttgesellschaften (siehe *Artemisia vulgaris*-Artengruppe) sondern vielmehr wärmeliebende Saumarten aus der Gruppe der *Trifolii mediae* (= mesophile-thermophile Stauden-/Saumfluren), der wärmeliebenden Ruderalgesellschaften (*Dauco-Melilotion*) und der Halbtrockenrasen (*Mesobromion*) prägen das Bild der “versaumten/ruderalen“ Glatthaferwiesen. Aufgrund des z.T. dominanten Auftretens von *Origanum vulgare* auf der Fläche W5 (Südhang), ist diese Fläche von W1 (Nordhang ohne *Origanum vulgare*) abgetrennt worden (vgl. Tab. A2, Lfd.Nr. 15 u. 16). Bei den wenigen Tierarten dieser Gruppen handelt es sich um Arten der Halbtrockenrasen (vgl. TURIN 2000). So sind auch die beiden *Pipizella*-Arten (Schwebfliegen) bislang fast nur auf Halbtrockenrasen nachgewiesen worden (vgl. VAN DER GOOT 1981, RÖDER 1990). Zu den Arten mit einem höheren Wärmeanspruch gehören auch die z.T. seltenen Hymenopteren: *Bombus humilis*, *Eucera nigrescens*, *Halictus scabiosae*, *Halictus maculatus* und *Hylaeus variegatus* (vgl. WESTRICH 1989, MAUS & TREIBER 1994, SMISSEN 1998, DATHE et al. 2001) sowie die Heuschrecke *Chorthippus mollis* (DETZEL 1998, MAAS et al. 2002). Diese Arten treten gemeinsam mit der Saumart *Origanum vulgare* auf und sind daher zu dieser besonders wärmeliebenden Gruppe gestellt worden. Es ist darauf hinzuweisen, dass für diese Artengruppe weniger der Kalkgehalt, sondern mehr der Wärmehaushalt verantwortlich ist (bzw. Effekt zwischen Kalk und Wärme). Von LAUBMANN (1999) konnte *Chorthippus mollis* nicht in den Rainen der Agrargebiete festgestellt werden, wodurch das seltene Auftreten der wärmeliebenden Artengruppe um *Origanum vulgare* in diesem Standorttyp belegt ist.

7. Gruppe: Dagegen zeichnet sich die Würzburger Referenzfläche durch eine hohe Dominanz des Glatthafer aus (vgl. nachfolgendes Kap., Nährstoffgehalt), so dass die wärmeliebenden, kalkholden Pflanzenarten auf WR ausfallen. Da der Glatthafer auf den extremen Kalkböden

nicht in der Lage ist, den Boden komplett abzudecken (= geringe Verfilzung), lassen sich noch einige Spinnen (***Harpalus atratus*-Gruppe**, vgl. Tab. A2, Lfd.Nr. 17) nachweisen, die auf Trockenrasen ihren Schwerpunkt besitzen (vgl. HÄNGGI et. al 1995). Bemerkenswert ist, dass innerhalb der sehr kalkreichen Flächen auch die Tierarten noch deutlich unterschiedliche Schwerpunkte zeigen, die aus der Literatur nicht erkennbar sind. Die Verteilung von *Harpalus atratus* ist nicht mit den Angaben aus der Literatur (vgl. u.a. TURIN 2000) korrelierbar.

**Fazit:** Durch die Sandgruppe (*Calathus ambiguus*-Gr.) und die Basenzeiger (*Brachinus crepitans*-Gr.) wird hauptsächlich die Grundarten-Kombination Glatthaferwiese und ruderale Glatthaferwiese unterteilt. Diese beiden Gruppen bestimmen somit den Grundaufbau der Tabelle A2. Aufgrund jeweils extrem sandiger bzw. extrem kalkiger Bodenverhältnisse, lassen sich die erwähnten Haupt-Differenzialgruppen in weitere Untereinheiten einteilen. Die Lössböden in Jülich zeichnen sich durch das Fehlen dieser beiden Gruppen aus.

#### 4.2.2.2 Differenzierende Artengruppen zum Nährstoffgehalt und zur Bodenfeuchte

In Bezug zum Faktor Nährstoffgehalt sind drei differenzierende Artengruppen aufgestellt worden. Unterschiede in der Bodenfeuchte zeigt im Rahmen des aufgenommenen Spektrums vor allem der Wiesen-Fuchsschwanz (*Alopecurus pratensis*) an und wie bereits ausgeführt, sekundär die *Brachinus crepitans*-Artengruppe (= trockene Ausbildung auf Kalkstandorte).

##### Artengruppen zum Nährstoffgehalt

###### 1. Gruppe:

*Luzula campestris*-Artengruppe: Pflanzen: *Luzula campestris*, *Rumex acetosella* agg., Carabidae: *Carabus violaceus*

###### 2. Gruppe:

*Elymus repens*-Artengruppe : Pflanzen: *Elymus repens*, *Calamagrostis epigeios*

###### 3. Gruppe:

*Bunias orientalis*-Artengruppe: Pflanzen: *Bunias orientalis*, *Ballota nigra*

Varianten:	Leipzig					Jülich				Würzburg							
	a	b	1	2	3	4	5	1	2	3	4	1	2	3	4	5	6
Luzula campestris-Gr.	2																
Elymus repens-Gr.					2	2	2										
Bunias orientalis-Gr.																	2
Alopecurus pratensis-Gr.	3	3	3	3	3	3	3			3							
Ranunculus repens-uGr.		3															
Pardosa amentata-uGr.		3								3							

	<i>Luzula campestris</i> -Gr. (Leipzig a)			ohne Trennartengruppe (Leipzig b)		
Stickstoff Ges. (g/kg) :	0,8	0,9	1,1	1,5	1,6	1,6
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (g/kg):	0,9	1,0	1,2	0,9	1,0	1,1
	ohne Trennartengruppe (Leipzig 1,2)			<i>Elymus repens</i> -Gr. (Leipzig 3,4,5)		
Stickstoff Ges. (g/kg) :	1,5	1,7	1,7	2,2	2,1	2,4
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (g/kg):	1,5	1,7	1,7	1,4	1,5	1,5
	ohne Trennartengruppe (Jülich 1 bis 4)					
Stickstoff Ges. (g/kg) :	1,0	1,6	1,7			
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (g/kg):	1,2	1,5	1,9			
	ohne Trennartengruppe (Würzburg 1 bis 5)			<i>Bunias orientalis</i> -Gr. (Würzburg 6)		
Stickstoff Ges. (g/kg) :	1,1	1,6	2,0	2,1	2,2	2,4
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (g/kg):	1,3	1,5	1,8	3,3	3,5	3,6

Abb. 4-3: Schema zur Verteilung der Artengruppen in Bezug auf Nährstoffgehalt und Bodenfeuchte (75% Quantile, Medianwert; vgl. Abb. 4-1)

Vergleicht man die standortökologischen Amplituden der Zeigergruppen zum Nährstoffgehalt, kann folgendes vereinfacht festgestellt werden (vgl. Abb. 4-3, Tab. A2):

1. auf allen Flächen ohne die oben benannten Differentialartengruppen (alle außer Leipzig R, Würzburg R und Leipzig 3 und 5) liegen Stickstoff- und Phosphat-Werte im Bereich von ca. > 1,0 g/kg bis < 2,0 g/kg vor;
2. die *Luzula campestris*-Gr. zeigt die nährstoffärmste Variante an mit Stickstoffwerten < 1,1 g/kg (nur auf der Referenzfläche in Leipzig)
3. die *Elymus repens*- und *Bunias orientalis*-Artengruppe weisen auf Stickstoffgehalte von > 2,0 g/kg. Zudem zeigt die *Bunias orientalis*-Gruppe extrem hohe Phosphatgehalte (> 3,3 g/kg) an.

Eine magere Ausbildung für Wiesen mit *Luzula campestris* beschreibt FOERSTER (1983), die mit den Nährstoffverhältnissen der Leipziger Referenzfläche zu vergleichen ist. Wird auf die Wiesen reichlich stickstoffhaltiger Mineral- und Wirtschaftsdünger aufgebracht, gelangen Arten wie *Heracleum sphondylium*, *Anthriscus sylvestris* und *Taraxacum officinale* zu hoher Dominanz. Dies entspricht dem mittleren Nährstoffgehalt (ohne Differentialarten) der vorliegenden Nichtzielflächen. Bei besonders intensiver Düngung dringen zunehmend *Agropyron-Rumicion*-Arten (Quecken-Sauerampfer-Ges.) wie u.a. Quecke (*Agropyron repens*-Artengruppe) in die Wiesen ein (vorwiegend auf Sand) und führen zu einem starken Verlust an typischen Wiesenarten (vgl. HAUSER 1988, LAUBMANN 1998). *Bunias orientalis* und *Ballota nigra* zeigen als typische nitrophile Arten wärmeliebender Ruderalgesellschaften (vgl. ROTHMALER 1988) auf den Kalkflächen die höchsten Nährstoffgehalte an, vor allem sehr hohe Phosphatgehalte (vgl. Abb. 4-3, Würzburg 6, Tab. A2, Lfd.Nr 17). Hierdurch erklärt sich die Dominanz des Glatthafer auf der für *Arrhenatherum elatius* extrem trockenen, kalkreichen Referenzfläche in Würzburg, denn nach ELLENBERG (1952) ersetzt reichlich Nährstoff in gewissem Maße die Bodenfeuchte (vgl. auch TOSCHKI 1998). Der Glatthafer gewinnt dadurch gegenüber den Trockenrasen-Arten an Konkurrenzkraft und kann schneller und größeren Mengen Biomasse entwickeln und dadurch die anderen Arten beschatten (vgl. LINK & HARRACH 1998, HAUSER 1988). Bemerkenswert ist, dass Unterschiede des Nährstoffgehaltes nur von Pflanzen angezeigt wird und nicht von den Tierarten (1 Ausnahme) (vgl. Tab A2, Artengruppen zum Nährstoffgehalt). Innerhalb der Agrargebiete werden die nährstoffarmen Ausbildungen der Glatthaferwiesen insgesamt vermutlich keine Rolle spielen, dagegen liegen öfter stark eutrophierte Standorte vorwiegend mit Quecke (Quecken-Dominanzbestand) vor (u.a. bei LAUBMANN 1998, vgl. LINK & HARRACH 1998).

#### Artengruppen zur Bodenfeuchte

##### 1. Gruppe:

*Alopecurus pratensis*-Artengruppen: Pflanzen: *Alopecurus pratensis*, *Carex hirta* Carabidae: *Amara similata*, *Amara plebeja*, *Pterostichus niger*, *Carabus granulatus*, *Pterostichus nigrita*

##### 2. Gruppe:

*Ranunculus repens*-Artengruppe: Pflanzen: *Ranunculus repens*, *Potentilla reptans*, *Ranunculus ficaria*, *Cardamine pratensis*, *Leontodon autumnale*, *Lysimachia nummularia* Syrphidae: *Helophilus pendulus*, *Cheilosia albitarsis*, *Platycheirus peltatus*

##### 3. Gruppe:

*Pardosa amentata*-Artengruppe: Carabidae: *Anisodactylus binotatus* Araneae: *Pardosa amentata*, *Pachygnatha clercki*, *Xysticus ulmi*

1. Gruppe: Die Glatthaferwiesen in der Variante mit Wiesen-Fuchsschwanz findet man auf lehmig-tonigen, vergleyten Böden. Diese Standorte sind feucht bzw. wechselfeucht. In Leipzig liegen im Gegensatz zu Jülich (Ausnahme J3) und Würzburg nahezu ausschließlich Pseudogleye vor (vgl. Tab. A1, A2), wodurch die *Alopecurus pratensis*-Artengruppe begründet wird. In den Fuchsschwanz-Frischwiesen tritt *Alopecurus pratensis* oftmals dominant in Erscheinung, der Glatthafer verliert dabei an Bedeutung (L5.3, L5.4).

Glatthaferwiesen mit Wiesen-Fuchsschwanz sind als wechselfeuchte Ausbildungen in der vegetationskundlichen Literatur umfangreich beschrieben (vgl. ELLENBERG 1952, PASSARGE 1960, OBERDORFER 1957, 1983, FOERSTER 1983, HAUSER 1988, DIERSCHKE 1996). Durch vor allem im Winter und Frühjahr auftretende Nässe ist die Ackerfähigkeit dieser Flächen eingeschränkt (vgl. FOERSTER 1983). Neben dem Wiesen-Fuchsschwanz tritt als weitere Pflanzenart *Carex hirta* als typische Art (= Trennart nach MUCINA 1993) dieser Artengruppe innerhalb der Leipziger Untersuchungsflächen regelmäßig auf. Zu diesen beiden Pflanzen gesellen sich eine Reihe hygrophiler (u.a. *Amara plebeja*, *Pterostichus niger*) sowie mesohygrophiler (u.a. *Amara similata*) Carabiden-Arten (vgl. OEKOKART 1997, TURIN 2000), durch die die botanische Einteilung belegt wird.

2. und 3. Gruppe: Mit Ausnahme der Fläche Leipzig 4, die wie Jülich 3 an einen Graben grenzt, ist die Artengruppe um *Alopecurus pratensis* schwach ausgebildet (= mäßige Wechselfeuchte). Auf eine stärkere Wechselfeuchte verweist die *Ranunculus repens*-Untergruppe (vgl. Tab. A2, Lfd. Nr. 2) und ein Übergang zu der als eigene Gesellschaft beschriebenen Kriechhahnenfuß-Wiesenfuchsschwanz-Gesellschaft (*Ranunculus repens*-*Alopecurus pratensis* Gesellschaft) (vgl. FOERSTER 1983, HAUSER 1988, DIERSCHKE 1996, MUCINA 1993) ist unverkennbar. Neben den hygrophilen Carabiden- und Araneenarten (*Pardosa amentata*-UGr.) (vgl. OEKOKART 1997, TURIN 2000, HÄNGGI et al. 1995, LENNARTZ 2003) sind am Aufbau dieser Gruppe Syrphiden beteiligt, die zum einen auf bestimmten Pflanzen im Schwerpunkt nachzuweisen sind (u.a. *Cheilosia albitarsis* auf *Ranunculus repens*) oder allgemein als Feuchtwiesenarten eingestuft werden (vgl. VAN DER GOOT 1981, RÖDER 1990, SSYMANK 2001). Dass es sich bei der *Alopecurus pratensis*-Artengruppe um keine regionale Variante handelt ist bereits daran zu erkennen, dass Arten aus dieser Gruppe auch auf dem Pseudogley-Boden in Jülich 3 fragmentarisch (schwach wechselfeucht) nachzuweisen ist (vgl. Tab. A2, Lfd.Nr. 9). Innerhalb der Agrargebiete werden auf den wechselfeuchten Standorten (bei

hohen Grundwasserständen oder pseudovergleyten Böden) daher ruderales Glatthaferwiesen mit der Wiesen-Fuchsschwanz-Artengruppe regelmäßig vorhanden sein. Je nach Stärke der Wechselfeuchte, kommt es zu mehr oder weniger ausgeprägten Variationen in der Artenzusammensetzung dieser Differenzial-Artengruppe.

**Fazit:** Unterschiede in der Bodenfeuchte und des Nährstoffgehaltes führen erwartungsgemäß zu Veränderung der Artenzusammensetzung der Glatthafer- bzw. der ruderalen Glatthaferwiesenzönosen. Diese Artengruppen sind prinzipiell unabhängig von Basengehalt und/oder makroklimatischen Verhältnissen. In der Tendenz ist jedoch festzustellen, dass die Quecke (*Elymus repens*-Gr.) auf den Sandböden (auch auf Löss) Vorteile besitzt und auf den Kalkböden weniger in Erscheinung tritt (hier nitrophile wärmeliebende Arten, *Bunias orientalis*-Gr.). Bei entsprechenden wechselfeuchten Standorten kann die *Alopecurus pratensis*-Gruppe überall auftreten. Die Tierarten reagieren deutlich auf Unterschiede in der Bodenfeuchte und unterstützen die vegetationskundlich beschriebene Ausbildung der Glatthaferwiesen mit Wiesen-Fuchsschwanz.

#### 4.2.2.3 Differenzierende Artengruppen zur Struktur

Bei den Varianten, die sich aufgrund struktureller Unterschiede ergeben, lassen sich zwei Hauptgruppen erkennen. Zum einen handelt es sich um Artengruppen des gebüchnahen Grünlandes und zum anderen um Artengruppen, die aufgrund unterschiedlicher Hanglagen das Grundmuster differenzieren (vgl. Abb. 4-1, Tab. A2).

##### Artengruppen des gebüchnahen Grünlandes

###### 1. Gruppe:

*Cychnus caraboides*-Artengruppe: Carabidae: *Cychnus caraboides*, *Licinus depressus* Pflanze: *Aegopodium podagraria* Syrphidae: *Myathropa florea*, *Eristalis pertinax*, *Chrysotoxum arcuatum*, *Eristalis horticola*, *Chrysotoxum vernale*, *Chrysogaster solstitialis* Hymenoptera: *Halictus sexcinctus*, *Andrena hattorfiana*, *Halictus quadricinctus*, *Lasioglossum costulatum*

###### 2. Gruppe:

*Pardosa lugubris*-Artengruppen: Araneae: *Pardosa lugubris*, *Apostenus fuscus* Syrphidae: *Cheilosia vulpina*, *Paragus finitimus*, *Xylota segnis*, *Cheilosia illustrata* Saltatoria: *Pholidoptera griseoaptera*, *Gomphocerippus rufus*

Die Artengruppen des gebüchnahen Grünlandes werden neben Carabiden und Araneen vor allem von Schwebfliegen, Hymenopteren und Heuschrecken gebildet. Es fällt auf, dass diese

Artengruppen nur dort in Erscheinung treten, wo größere Gebüsch direkt an die untersuchten Wiesen grenzen (L1, W2.3 und W2.4). Bei einzelnen Sträuchern bzw. bei Gebüsch in weiterer Entfernung, treten die Vertreter aus den Artengruppen eher sporadisch auf.

Nach den Angaben aus der Literatur können die Spinnen- und Laufkäferarten als eurytope Waldarten eingestuft werden. Die Spinne *Pardosa lugubris* als auch schwächer *Apostenus fuscus* besitzen ihren Verbreitungsschwerpunkt an Waldrändern (vgl. OEKOKART 1997, ROBNICKOLL 2000, TURIN 2000, HÄNGGI et al. 1995). Mit *Pholidoptera griseoptera* und *Gomphocerippus rufus* treten zudem zwei typische Heuschrecken auf, deren Schwerpunkt-vorkommen am Waldrand liegen (vgl. LAUBMANN 1998). Den Artengruppen des gebüsch-nahen Grünlandes gehören aber überwiegend Schwebfliegen an. Dies ergibt sich aus den Larvalansprüchen der xylosaprophagen Arten (vgl. u.a. SSYMANK 2001) und aus dem Blüten-besucherverhalten der adulten Schwebfliegen. Umfangreiche Untersuchungen über Wald-Offenlandbeziehungen liefert SSYMANK (2001), wobei er feststellte, dass die höchsten Arten-zahlen im direkten Wald-Offenlandbereich vorliegen und bereits in geringen Abständen (< 100) ein starker Abfall der Artenzahlen festzustellen ist. Aufgrund der Doppelbindung an Wald- und Offenlandhabitats für Larval- bzw. Imaginalhabitats besitzt der Wald-(Gebüsch-)rand demzufolge eine hohe Bedeutung für Schwebfliegen, da sich die Schwebfliegen trotz der guten Flugfähigkeit im Regelfall ortstreu verhalten. Die gefundenen Daten unterstützen weitgehend dieses Ergebnis. Hierdurch erklärt sich die z.T. erhebliche Schwebfliegenarmut der untersuchten Flächen, da sich die meisten Untersuchungsflächen in isolierter Lage befinden. Auch manche Hymenopteren sind auf strukturreiche Offenlandlebensräume angewiesen. Zu diesen Arten zählen zwei *Halictus*-Arten sowie die oligilektisch auf *Dipsacaceae* vorkommende *Andrena hattorfina* und die oligilektisch auf *Campanulaceae* vorkommende *Lasioglossum costulatum*. Diese Arten wurden ausschließlich auf der strukturreichsten Untersuchungsfläche Leipzig 1 nachgewiesen.

Von dieser allgemeinen Tendenz weicht die Fläche Jülich 2 ab, da auf dieser Fläche größere Gehölzbestände vorliegen (ähnlich Leipzig 1) jedoch kaum Schwebfliegen nachgewiesen werden konnte. Das Blühangebot ist auf der Fläche Jülich 2 als gering einzustufen, obwohl mit *Cirsium arvense*, *Carduus crispus* und *Senecio inaequidens* beliebte Blühpflanzen für Schwebfliegen vorhanden sind. Auch bei den anderen Tiergruppen mit Ausnahme der Heuschrecken ist auf dieser Fläche der Anteil an "Arten des Waldrandes" sehr gering. Als typische Arten des Waldrandes (vgl. u.a. LAUBMANN 1998) treten die beiden Heuschrecken *Pholidoptera griseoptera* und *Gomphocerippus rufus* in J2 auf. Dagegen sind die beiden Heuschrecken auf der Fläche Leipzig 1 kaum (ein Nachweis von *Pholidoptera griseoptera*)

vertreten, d.h. die Heuschrecken zeigen gegenüber den anderen "Arten des Waldrandes" im Detail ein abweichendes Verhalten. So konnte z.B. auch *Pholidoptera griseoptera* auf Jülich 4 aufgrund eines Strauches (Schwarzer Holunder) nachgewiesen werden, wohingegen aus allen anderen Gruppen ansonsten keine Waldrand-Arten diese gehölzarme Fläche besiedeln.

Im Abstand von ca. 100 m befinden sich angrenzend an die beiden blütenreichen aber gehölzfreien Flächen Würzburg 1 und Würzburg 5 größere Gehölzbestände (Hecken, kleinere Feldgehölze). Auf der Fläche W5 konnten im Gegensatz zu W1 mit *Myathropa florea* sowie verschiedenen *Chrysotoxum*-Arten noch einige mobilere Waldrand-Arten (vgl. SSYMANK 2001) festgestellt werden. Vermutlich spielen bei Schwebfliegen auch Sichtbezüge eine Rolle, da von der Hanglage her die Fläche W5 den Gehölzbeständen zugewendet und die Fläche W1 den Gehölzbeständen abgewendet ist.

#### Artengruppen zur Hanglage (Südhang, Nordhang)

##### 1. Gruppe:

*Zelotes petrensis*-Artengruppe: (xerophil, Südhang): Araneae: *Zelotes petrensis*

##### 2. Gruppe:

*Trachyzelotes pedestris*-Artengruppe (xerophil, Südhang): Araneae: *Trachyzelotes pedestris*,  
*Tegenaria picta*, *Dysdera crocota* Carabidae: *Harpalus rufipalpis* Pflanzen:  
*Verbascum densiflorum*

##### 3. Gruppe:

*Ophonus schaubergerianus*-Gr. (mesophil, Nordhang): Carabidae: *Ophonus schaubergerianus* Pflanzen: *Torilis japonica*, *Pimpinella saxifraga*, *Campanula rotundifolia*,  
*Euphorbia cyparissia*, *Linaria vulgaris*, *Rumex acetosa*

Bei der *Zelotes pretensis*-Gr. bzw. deren Untergruppe um *Trachyzelotes pedestris* handelt es sich überwiegend um xerophile Araneen- und Carabidearten, die vor allem auf dem extremen Südhang der Fläche J5 nachgewiesen wurden. Der Carabide *Harpalus rufipalpis* ist nach TURIN (2000) als xero-thermophil einzustufen, da er vorwiegend auf trockenen Sandmagerasen nachzuweisen ist. Die Araneen *Zelotes pretensis* und *Tachyzelotes pedestris* besiedeln im Schwerpunkt nach HÄNGGI et al. (1995) Magerrasen im Allgemeinen. *Zelotes pretensis* tritt im Gegensatz zu *Tachyzelotes pedestris* auch auf den Südhängen in Würzburg (W5, WR) regelmäßig auf, wohingegen die Nordhänge (W3, W1) von dieser Spinnen-Art trotz ähnlichen Standortverhältnissen gemieden werden.

Der steilste Nordhang in Würzburg wird von der *Ophonus schaubergerianus-Gr.* besiedelt und zeigt den mesophilen Bereich eines Kalkhanges an. Die Artengruppe besteht vornehmlich aus Pflanzenarten, die z.T. der *Ranunculus bulbosus*-Variante der Glatthaferwiesen zuzuschreiben sind und auf extremeren Standorten (*Bromus erectus*-Variante) ausdünnen (vgl. u.a. FOERSTER (1983)).

**Fazit:** Die Ausstattung einer Landschaft mit verschiedenen Biotoptypen wirkt sich deutlich auf die Artenzusammensetzung aus. In erster Linie weisen die Waldrand-Arten (Artengruppen des gebüschnahen Grünlandes) auf diese funktionalen Beziehungen hin. Die Strukturarmut der Agrarlandschaft wirkt sich erheblich negativ auf die Artengruppe der Schwebfliegen aus (auch auf Tagfalter, Beibeobachtungen), da gerade in dieser Tiergruppe die Larval- und Imaginalhabitate verschiedenen Biotoptypen zuzuordnen sind. Aufgrund des unterschiedlichen Wärme-Anspruches vieler Arten verwundert es nicht, dass auch die Hanglage und Exposition (Südhang, Nordhang) die grundlegende Artenkombination beeinflusst. Da in Würzburg die Faktoren Trockenheit, Kalk und Klima (Wärmehaushalt) oftmals parallel auftreten, ist eine genaue Zuordnung von Arten zu einem Faktor grundsätzlich problematisch. Die Zuordnungen zu einzelnen Haupt - Faktoren sind in diesem Sinne prinzipiell als vorläufige Einordnungen zu verstehen.

#### 4.2.2.4 Differenzierende Artengruppen zur geographischen Lage

1. Gruppe:

eurasiatisch-kontinentale Verbreitung: Pflanze: *Rumex thyrsiflorus*

2. Gruppe:

südlich-kontinentale Verbreitung: Pflanze: *Geranium pratense*

In der vegetationskundlichen Literatur werden anhand der geographischen Lage mehrere Rassen der Glatthaferwiesen differenziert. DIERSCHKE (1996) unterscheidet eine Nördliche Rasse (ohne Differentialart), eine südöstlich Rasse von *Geranium pratense* und eine Südwestliche Rasse von *Salvia pratensis*. Mit *Geranium pratense* wurde eine geographische-Differentialart in Würzburg sporadisch nachgewiesen. Der Untersuchungsraum Würzburg ist insgesamt der südöstlichen Rasse zuzurechnen mit Tendenz zur südwestlichen Rasse mit *Salvia pratensis*, denn die Trennart *Salvia pratensis* konnte zwar innerhalb der Aufnahme-flächen nicht nachgewiesen werden, aber befindet sich trotzdem im Untersuchungsraum

(Fläche Würzburg 3 und 4, vgl. Tab. A3). Nach der Einteilung von DIERSCHKE (1996) ist der Jülicher Untersuchungsraum der Trennartenlosen nördlichen Rasse zuzuordnen. Für den Leipziger Untersuchungsraum passen die aufgestellten Rassen nicht und *Geranium pratense* konnte auch im Untersuchungsraum Leipzig nicht festgestellt werden. Eine eurasiatisch-kontinentale Verbreitung zeigt *Rumex thyrsiflorus* und beschreibt daher am besten die räumliche Lage von Leipzig. Zudem tritt diese geographische Trennart stet in den ruderalen Glatthaferwiesen auf (vermutlich aber nicht in den Glatthaferwiesen) und kann daher als gute Trennart der ruderalen Glatthaferwiesen gewertet werden.

**Fazit:** Aufgrund der botanischen Trennarten sind der Untersuchungsraum Jülich einer nördlichen, der Untersuchungsraum Würzburg einer südöstlichen bis südwestlichen und der Untersuchungsraum Leipzig einem mehr kontinentalen Klimaraum zuzuordnen.

#### 4.2.3 Resultierende Biozöosen der Glatthaferwiesen und der ruderalen Glatthaferwiesen

In den vorhergehenden Kapiteln (vgl. Kap. 4.2.1 und 4.2.2) wurden die Artengruppen vorgestellt. **Die Biozöosen und deren Variationen ergeben sich durch die gesamte Artengruppen-Kombination.** Durch die Grund-Artengruppen und die Begleiter mit hoher Stetigkeit wird die Formation Grünland in Grundeinheiten eingeteilt, wobei durch die vorliegende Artenkombination die untersuchten Flächen den Glatthaferwiesen und deren verwandten Gesellschaften (= ruderalen Glatthaferwiesen) zuzuordnen sind. Das Vorhandensein von Ruderalarten und/oder Arten der wärmeliebenden Saumgesellschaften (nur in Würzburg) differenziert die "Glatthaferwiesen" von den "ruderalen Glatthaferwiesen". Anhand von 25 Differentialartengruppen werden insgesamt 17 Varianten über die vorliegenden Aufnahmen biozöologisch definiert. Nachfolgend werden die Einheiten zusammengestellt und beschrieben. Die genauen standortökologischen Bedingungen (Medianwerte, standortökologische Amplitude) kann der Tab. A2 entnommen werden.

#### I. Glatthaferwiese

gekennzeichnet durch das Fehlen von Ruderalarten (*Artemisia vulgaris*-Artengruppen und Untergruppen) aufgrund regelmäßiger Mahd

Varianten-Gruppe: basenarme, sandige Varianten (*Calathus ambiguus*-Gr)

1. Variante: artenarme und magere Ausbildung auf wechselfeuchten Standort

(*Luzula campestris*-Gr., *Alopecurus pratensis*-Gr.)

2. Variante: stark wechselfeuchte Ausbildung (Übergang zur Wiesen-Fuchsschwanz-Wiese)  
(*Alopecurus pratensis*-Gr und Untergruppen)

## II. ruderale Glatthaferwiese

gekennzeichnet durch das Vorhandensein von Ruderalarten (*Artemisia vulgaris*-Artengruppen und Untergruppen) und wärmeliebende Saumarten aufgrund unregelmäßiger Mahd bzw. keiner Mahd. Dominanzbestände ohne regelmäßige Mahd sind zu den ruderalen Glatthaferwiesen gestellt worden

### IIa. Varianten-Gruppe: basenarme, sandige Varianten (*Calathus ambiguus*-Gr)

1. Variante: stark ruderalisierte, wechselfeuchte Ausbildung mit direkter Gebüschanbindung  
(*Alopecurus pratensis*-Gr., *Cychnus caraboides*-Gr)
2. Variante: wechselfeuchte Ausbildung auf reinem Sandboden mit offenen Sandbereichen  
(*Alopecurus pratensis*-Gr., *Calosoma maderae*-Gr.)
3. Variante: wechselfeuchte, nährstoffreiche Ausbildungen auf reinem Sandboden mit geschlossenem Grasbestand (*Alopecurus pratensis*-Gr., *Elymus repens*-Gr., *Agrostis tenuis*-Gr., *Poecilus lepidus*-Gr., *Calosoma maderae*-Gr [schwach])
4. Variante: stärker ruderalisierte, wechselfeuchte und nährstoffreiche Ausbildung  
(*Alopecurus pratensis*-Gr., *Elymus repens*-Gr.)
5. Variante: stark wechselfeuchter und nährstoffreicher Dominanzbestand mit Wiesen-Fuchsschwanz (*Alopecurus pratensis*-Gr. [dominant], *Elymus repens*-Gr.)

### IIb. Varianten-Gruppe: Trennartenlose (mittlere) Varianten

1. Variante: Ausbildung auf grusig, sandigen Böden, basenarm (Übergang zu IIa)  
(*Agrostis tenuis*-Gr., *Pterostichus madidus*-Gr.)
2. Variante: schwach wechselfeuchter Dominanzbestand mit Wehrloser-Trespe  
(*Bromus inermis* [dominant], *Alopecurus pratensis*-Gr. [schwach])
3. Variante: Glatthafer-Dominanzbestände mit z.T. hohem Brennessel-Anteil  
(ohne Trennartengruppen, typische Ausbildung auf Löss)
4. Variante: Glatthafer-Dominanzbestand, xerophile Ausbildung auf Südhang  
(*Zelotes pretensis*-Gr., *Trachyzelotes pedestris*-Gr.)

- ### IIc. Varianten-Gruppe: basenreiche Varianten auf Kalkstandorte (wechseltrocken)
- (*Brachinus crepitans*-Gr.)

1. Variante: mäßig basenreicher (mäßig wechsellückender) Standort (ohne Trennartengruppen)
2. Variante: mäßig basenreicher (mäßig wechsellückender) Standort mit direkter Gebüschanbindung (ohne Trennartengruppen, *Pardosa lugubris*-Gr.)
3. Variante: basenreicher (mäßig wechsellückender) Standort, mesophile Ausbildung auf Nordhang (ohne Trennartengruppe, *Carabus cancellatus*-Gr., *Ophonus schaubergerianus*-Gr.)
4. Variante: sehr basenreicher, (wechsel-) lückender Standort, starke Versaumung durch wärmeliebende Saumarten, xerophile Ausbildung auf Südhang (*Haplodrassus umbratilis*-Gr., *Origanum vulgare*-Gr., *Ophonus ardosiacus*-Gr. [schwach], *Zelotes pretensis*-Gr., *Carabus cancellatus*-Gr vermittelt zur Variante 3)
5. Variante: sehr basenreicher, (wechsel-) lückender Standort, Übergang zu Kalk-Trockenrasen, mesophile Ausbildung auf Nordhang (*Haplodrassus umbratilis*-Gr., *Ophonus ardosiacus*-Gr.)
6. Variante: Glatthafer-Dominanzbestand auf sehr basenreichen, (wechsel-) lückenden und nährstoffreichen Standort, xerophile Ausbildung auf Südhang (*Haplodrassus umbratilis*-Gr., *Harpalus atratus*-Gr., *Bunias orientalis*-Gr., *Zelotes pretensis*-Gr)

Die Beschreibung der beiden Grundeinheiten und der Varianten gibt zusammenfassend die wichtigsten Merkmale der Biozönosen wieder. Es bleibt darauf hinzuweisen, dass nicht immer die Trennartenlosen Varianten (ohne Trennartengruppe) beschrieben sind, d.h. wenn der Nährstoffgehalt nicht benannt ist (magere oder nährstoffreiche Ausbildung), handelt es sich immer um den „mittleren“ Nährstoffgehalt.

#### Verteilung der Biozönosen auf Referenzflächen und Nichtzielflächen

Referenzflächen: Leipzig (Glatthaferwiese I -Ia. Variante 1)  
 Jülich (ruderales Glatthaferwiese II- IIb. Variante 1)  
 Würzburg (ruderales Glatthaferwiese II-IIc. Variante 6)

Nichtzielflächen: ruderales Glatthaferwiese in 13 Varianten  
 [Glatthaferwiese in 1 Variante (Sondererscheinung in Leipzig)]

Von den insgesamt 17 gefundenen Varianten wurden 14 Varianten in den Nichtzielflächen nachgewiesen.

### **4.3 Mathematisch statistische Auswertung**

Im Vergleich zur qualitativ-ökologischen Auswertung soll eine „moderne“ statistische multivariate Methode mit der bisher durchgeführten Auswertung verglichen werden. Aufgrund der Fragestellung und der Struktur des vorliegenden Datensatzes (Arten, Standorte, Standortparameter) wurden Korrespondenzanalysen und Kanonische Korrespondenzanalysen durchgeführt, die zur Zeit bei ähnlichen Fragestellungen häufig benutzt werden (z. B. RUF et al. 2003). Die beiden methodischen Herangehensweisen werden in ihrer Eignung in Bezug auf die Fragestellung anschließend diskutiert.

#### **4.3.1 Korrespondenzanalysen**

In der Korrespondenzanalyse wird die Lage der gewichteten Mittelwerte für Standorte und Arten berechnet und abgebildet. Liegen zwei Standorte näher beieinander, so sind sie sich ähnlicher, als sie es verglichen mit den weiter entfernt liegenden sind. Man kann also die Lage der Standorte zueinander im Diagramm als einen Fingerprint der Standortähnlichkeiten (oder –verschiedenheiten) bedingt durch die Artenverteilung auffassen. Die Güteklasse dieses Fingerprints ist umso aussagekräftiger, je größer der Anteil der erklärten Varianz an der Gesamtvarianz ist.

#### **Korrespondenzanalyse (CA) der Vegetation**

In der CA auf Basis des Vegetationsdatensatzes werden 19,3 % der Gesamtvarianz durch die vier Achsen erklärt (vgl. Abb. 4-4). Die Gesamtvarianz liegt mit 8,058 im Vergleich der Korrespondenzanalysen der Carabiden und Araneen vergleichsweise hoch. Wie sich bei der Tabellenauswertung der Vegetation bereits gezeigt hat, liegt dies auch an der wenig steten Verteilung der meisten Pflanzenarten (vgl. Tab. 4-2). Die Standorte der drei Naturräume werden zwar in drei verschiedene Richtungen des Koordinatensystems projiziert, die meisten Aufnahmenflächen liegen jedoch nahe am Ursprung, was bedeutet, dass sich diese Standorte hinsichtlich der Verteilung ihrer Arten wenig unterscheiden.

Die Referenzstandorte Jülich sind in Richtung der Leipziger Standorte von den Jülich Standorten weggerückt, was durch den dort vorliegenden schottrig-grusigen Boden auch erklärbar ist. Die Referenzstandorte Würzburg werden in die Nähe der Jülicher Standorte gerückt, was auf ihre floristische Ähnlichkeit hinsichtlich der Verarmung der Zönose hinweist.

Für alle drei Naturräume zeigt sich, dass die Referenzstandorte eindeutig von den jeweiligen Feldrainen abgetrennt werden (vgl. Lage der Schwerpunkte, Abb. 4-4), und die Feldraine eines Naturraumes sich tendenziell untereinander ähnlicher sind, als die Feldraine verschiedener Naturräume.

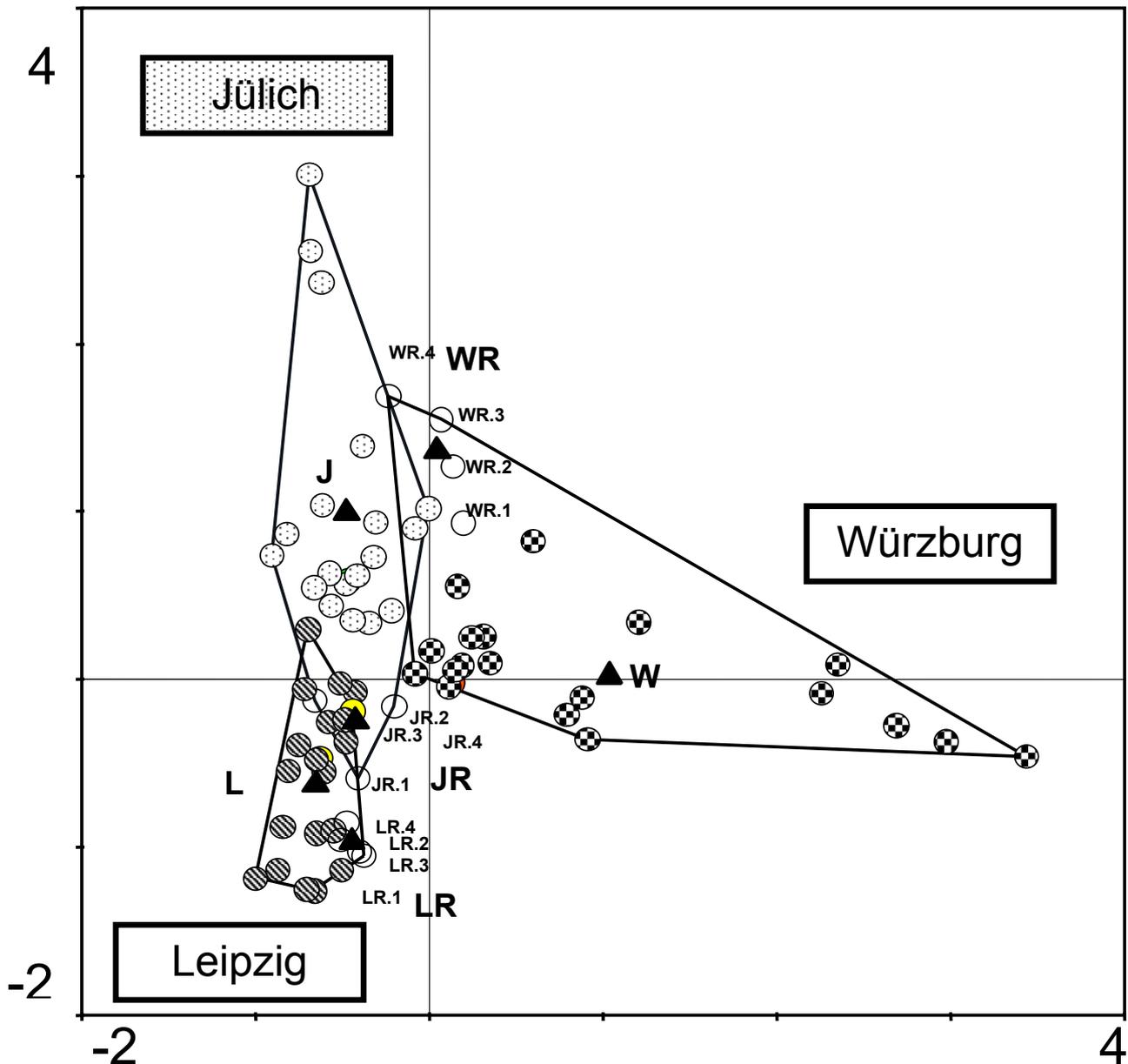


Abb. 4-4: CA der Vegetation und der 72 Standorte, (Erklärter Anteil der Gesamtvarianz durch die vier Achsen 19,3 %, Gesamtvarianz 8,047, Eigenwert 1. Achse 0,501), Dreieck = Lage des Schwerpunktes der jeweiligen Standortgruppe (nach der Analyse berechnet), O = Referenzstandorte

### Korrespondenzanalyse (CA) der Carabiden

Für die CA der Carabiden zeigt sich, dass das Rauschen im Datensatz wesentlich geringer ist. Die Gesamtvarianz beträgt 4,394 und es werden immerhin 44,3 % der Gesamtvarianz durch die vier Achsen erklärt. Anders als bei der Vegetation trennen sich die Standorte der verschiedenen Naturräume deutlich in drei Punktwolken mit Schwerpunkten in deren geklumpfter Mitte (vgl. Abb. 4-5).

Die Lage der Referenzstandorte innerhalb eines Naturraumes ist von der Lage der Schwerpunkte der Feldraine in Jülich, Würzburg und Leipzig deutlich nach außen abgerückt.

Dieses Ergebnis bedeutet hinsichtlich der Ähnlichkeiten zwischen Arten und Standorten, dass die Referenzflächen jeweils die unterschiedlichsten Carabidenzönosen aufweisen, und die Zönosen der Feldraine auch in den verschiedenen Naturräumen einander ähnlicher sind. Es müsste also einen Faktor geben, der die Unterschiedlichkeit der Referenzstandorte unabhängig vom Naturraum, (wie z.B. geologischem Untergrund) bedingt. Umgekehrt ausgedrückt könnte man sagen, dass die Artenzönosen der Carabiden der Feldraine gegenüber denen der Referenzflächen stärker nivelliert sind.

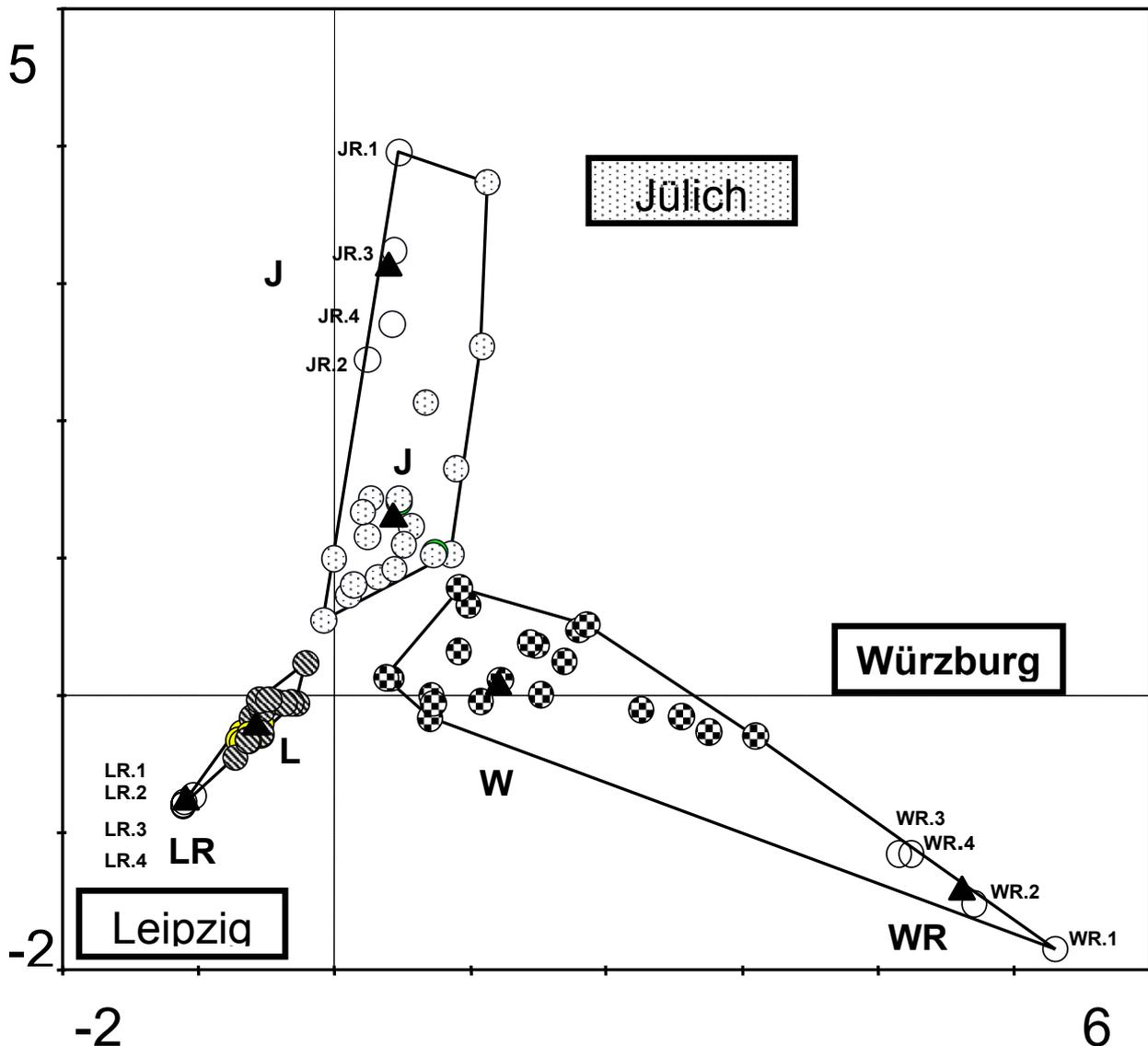


Abb. 4-5: CA der Carabiden und der 72 Standorte, (Erklärter Anteil der Gesamtvarianz durch die vier Achsen 44,3 %, Gesamtvarianz 4,394, Eigenwert 1. Achse 0,637), Dreieck = Lage des Schwerpunktes der jeweiligen Standortgruppe (nach der Analyse berechnet); O = Referenzstandorte

### Korrespondenzanalyse (CA) der Spinnen

Die CA der Spinnen zeigt ein ähnliches Ergebnis wie die der Carabiden. Der zugrunde liegende Datensatz ist mit einer Varianz von 3,75, von der 44,6% die durch die ersten vier

Achsen erklärt werden, sogar noch etwas weniger streuend in seiner Verteilung. Die Standorte der Felddraine werden etwas stärker auseinander gezogen, die Lage der Referenzflächen in Würzburg und Leipzig ist genauso deutlich abgesetzt wie bei den Carabiden (vgl. Abb. 4-6). Im Vergleich zur Vegetation trennen die Spinnen die Referenzstandorte in Leipzig deutlich ab. Der große Vegetationsgradient in Jülich lässt sich bei den Spinnen nicht bestätigen. Im Gegenteil in Jülich ist die Spinnenzönose eher einförmig.

Die Lage der Jülicher Referenzstandorte ist ähnlich wie bei der Vegetationsanalyse zwischen den Feldrainen Leipzig und Jülich.

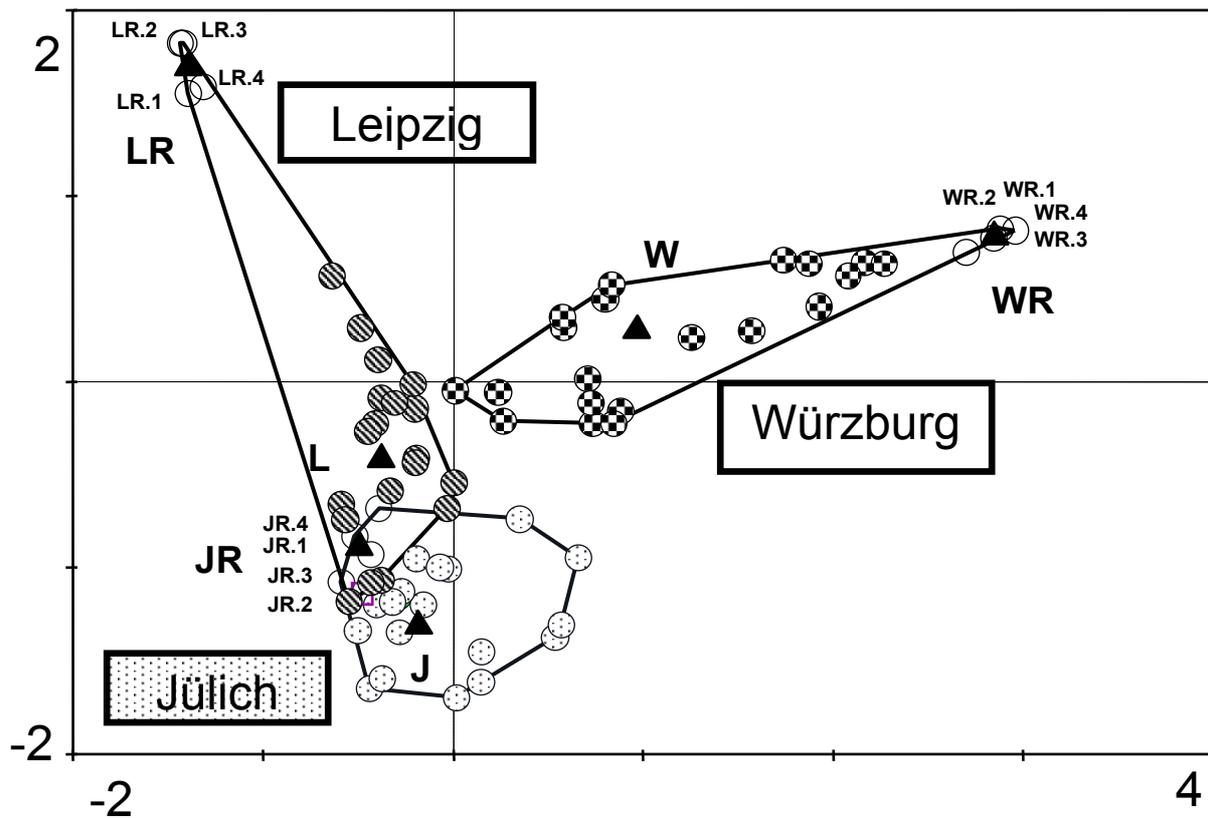


Abb. 4-6: CA der Spinnen und der 72 Standorte, (Erklärter Anteil der Gesamtvarianz durch die vier Achsen 44,6 %, Gesamtvarianz 3,745, Eigenwert 1. Achse 0,568), Dreieck = Lage des Schwerpunktes der jeweiligen Standortgruppe (nach der Analyse berechnet); O = Referenzstandorte

### Korrespondenzanalyse (CA) der Collembolen

Die CA der Collembolen zeigt in vielerlei Hinsicht ein völlig anderes Bild. Der Anteil der durch die ersten vier Achsen erklärten Varianz an der Gesamtvarianz ist mit 28,6 % deutlich geringer als bei Carabiden und Araneen, aber höher als bei der Vegetationsanalyse. Die Standorte der drei Naturräume werden durch die Verteilung der Arten nur wenig getrennt. Die Standorte Jülich und ein großer Teil der Würzburger Standorte werden in das Zentrum des Achsenkreuzes platziert und sind sich daher aufgrund ihrer Artenzusammensetzung sehr ähnlich. Drei der Würzburger Aufnahmeflächen werden weit abgerückt, beherbergen also

offensichtlich noch spezifische andere Arten. Die Standorte in Leipzig werden im Vergleich der drei Naturräume am stärksten auseinander gezogen, was zeigt dass sie untereinander unähnlicher sind (vgl. Abb.4-7).

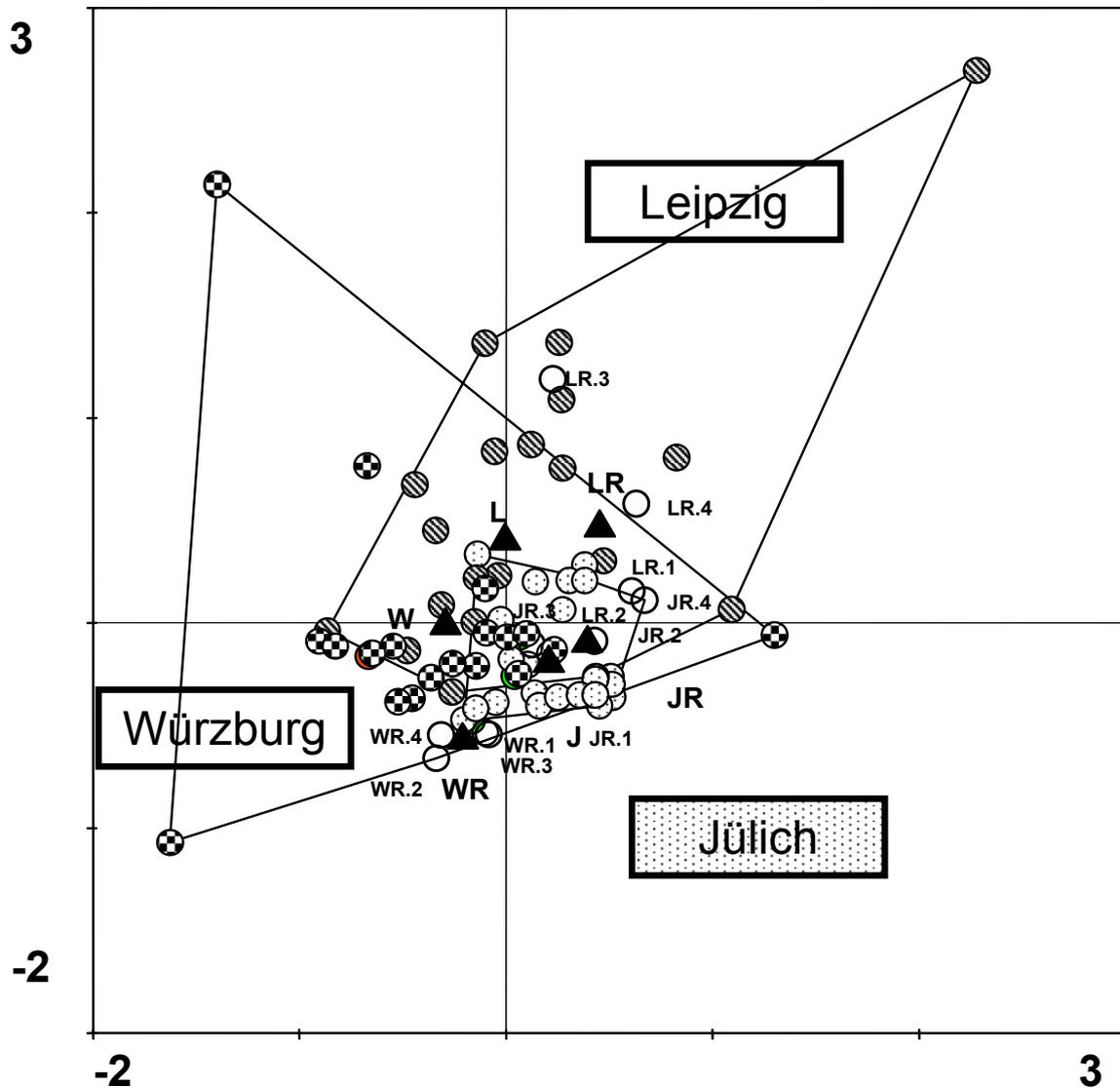


Abb. 4-7: CA der Collembolen und der 72 Standorte, (Erklärter Anteil der Gesamtvarianz durch die vier Achsen 28,6 %, Gesamtvarianz 3,713, Eigenwert 1. Achse 0,290), Dreieck = Lage des Schwerpunktes der jeweiligen Standortgruppe (nach der Analyse berechnet); O = Referenzstandorte

### Korrespondenzanalyse (CA) von Vegetation , Carabiden, Araneen und Collembolen

Die CA des Gesamtdatensatzes liegt mit einer Gesamtvarianz von 11,34, von der 14,6 % durch die ersten vier Achsen erklärt werden, deutlich unter den Einzelanalysen. Dieses Ergebnis kommt aufgrund der Datentransformation, d. h. der Verwendung der relativen Abundanzen pro Art zustande. Durch die „Nivellierung“ der dominanten Arten gegenüber den seltenen Arten erhöht sich offensichtlich die Varianz im Grunddatensatz (dies wird auch sichtbar aus dem Vergleich mit einer CA ohne Datentransformation, die hier nicht dargestellt

ist). Trotzdem wird durch die Datentransformation die Gewichtung der Collembolen und der Vegetation gegenüber Carabiden und Araneen erhöht. Die Ergebnisdarstellung (vgl. Abb. 4-8) zeigt ein Mischbild aus den Einzelanalysen, wobei deutlich wird, dass die Ergebnisse der Carabiden und Araneen das Gesamtbild dominieren.

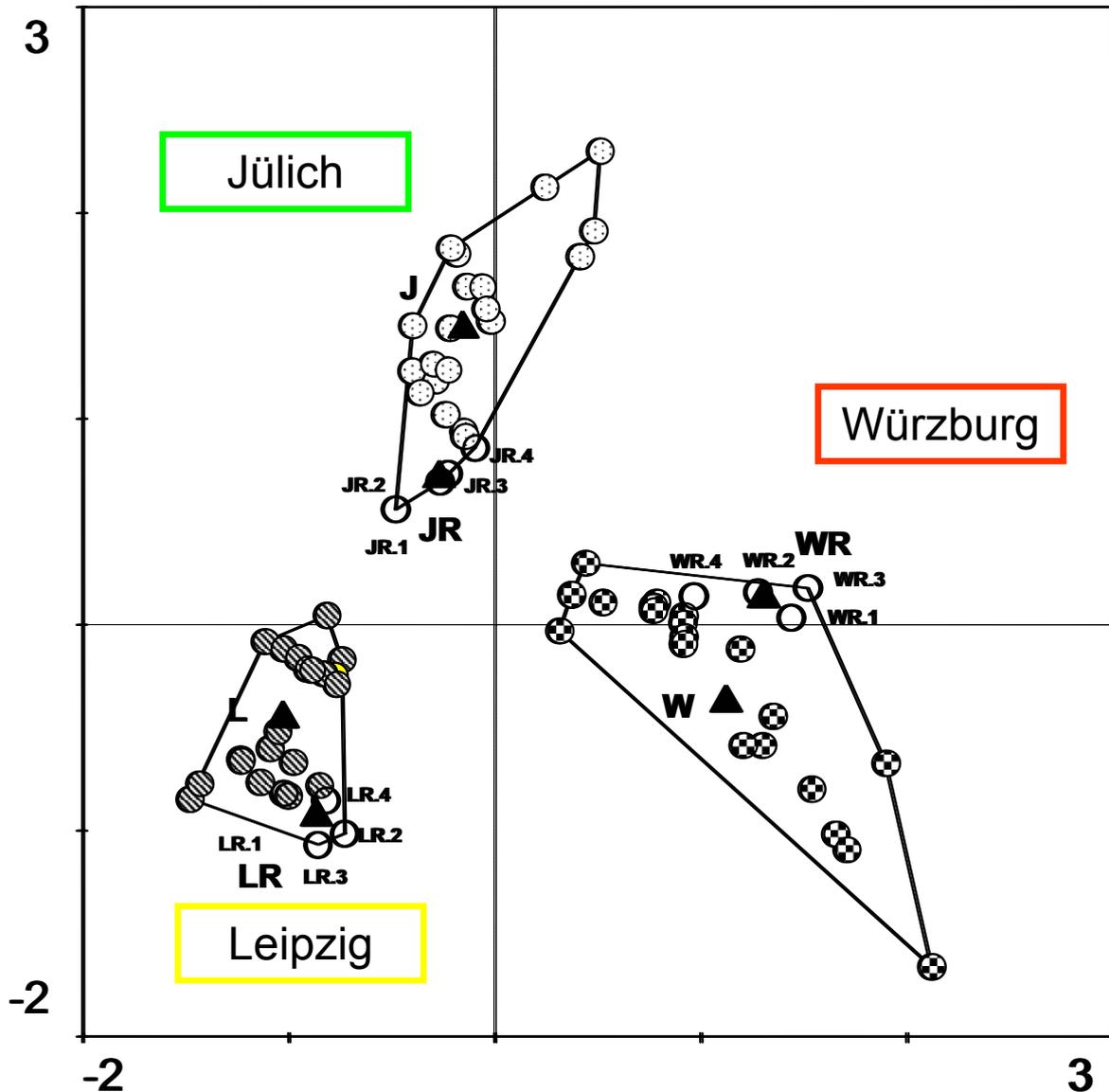


Abb. 4-8: CA der Vegetation, Carabiden, Araneen, Collembolen und der 72 Standorte, (Erklärter Anteil der Gesamtvarianz durch die vier Achsen 14,6 %, Gesamtvarianz 11,34, Eigenwert 1. Achse 0,503), Dreieck = Lage des Schwerpunktes der jeweiligen Standortgruppe (nach der Analyse berechnet); O = Referenzstandorte, 558 Arten wurden analysiert

Bei der Lage der Referenzstandorte Jülich, dominieren die Ergebnisse der Vegetations- und der Spinnenanalyse die der Carabiden- und Collembolenanalyse. Ein gleiches Ergebnis zeigte auch die Zönosebewertung (vgl. Kap. 4.2.2.1), in der ebenfalls gezeigt werden konnte, dass die Jülicher Referenzflächen, den Leipziger Sand- und Schotterflächen nahe stehen. Diese

Ähnlichkeit drückt sich dort in der Verteilung der Vegetation und der Spinnenarten (z. B. *Alopecosa cuneata*-Gr. und *Agrostis tenuis*-Gr.) aus.

Die drei Naturräume werden über die betrachtete Gesamtzönose klarer getrennt als über die Vegetation alleine. Die Referenzflächen in Würzburg und Leipzig und Jülich werden von den Feldrainen abgesetzt.

Zusammenfassend bleibt festzuhalten: Die CA's der Tiergruppendatensätze zeigen für die Carabiden und die Araneen höhere Erklärungsgehalte im Verhältnis zur Gesamtvarianz als die der Vegetationsanalyse und der Collembolenanalyse. Die Benutzung von relativern Abundanzen in der Gesamtanalyse führt zwar zu einer mathematischen Gleichbehandlung aller Arten, aber auch zu einem deutlich reduzierten Erklärungsgehalt. Die Feldraine des jeweiligen Naturraumes sind sich untereinander ähnlicher, als die verschiedener Naturräume (vgl. Tab 4-2). Die Carabiden und die Araneen zeigen außer der Lage der Referenzstandorte in Jülich gleichsinnige Ergebnisse. Eine Analyse der Vegetation alleine hätte zu einer anderen Einschätzung der Standortähnlichkeiten geführt.

#### **4.3.2 Kanonische Korrespondenzanalysen**

Die CCA integriert im Vergleich zur CA einen zusätzlichen Regressionsschritt in die Berechnungen. Die gewichteten Mittelwerte der Arten werden hierbei in jedem Zyklus der Analyse an den Umweltparametern (hier Bodenkennwerte) gefittet. Dabei werden die Varianzanteile, die nicht von den Umweltparametern erklärt werden können (Residuen) entfernt. Die Lage der Standorte im Diagramm ist daher an die Werte und Qualität der gemessenen bzw. verrechneten Umweltvariablen gebunden (constrained analysis).

#### **Kanonische Korrespondenzanalyse der Vegetation**

Der Erklärungsgehalt CCA der Vegetation und der Standortparameter (vgl. Abb. 4-9) ist mit 8,9 % vergleichsweise gering. Die Trennung der Standorte Jülich und Würzburg (vgl. CA Abb. 4-4) ist nach Einrechnen der Umweltvariablen undeutlicher geworden, das heißt die Aufnahmeflächen werden in dieser CCA als einander ähnlicher bewertet.

In der CCA ist der Gesamtstickstoff wenig aussagekräftig, Phosphorpentoxid ist stark mit dem C/N- Verhältnis korreliert; Aluminium, Calcium und pH-Wert sind ebenfalls stark miteinander korreliert. Diese beiden Vektorgruppen stehen senkrecht aufeinander, das bedeutet, dass zwischen den beiden Faktorengruppen wenig Korrelation besteht. Durch beide Vektorgruppen ist die Lage jedes Punktes im Diagramm erklärbar. Die Vektoren Phosphorpentoxid und C/N-Verhältnis trennen nicht die Naturräume untereinander, sondern trennen die Stand-

orte nur innerhalb der Naturräume Die Referenzstandorte Würzburg zeichnen sich durch hohe Phosphorpentoxidwerte aus (vgl. Kap. 4.2.2.2, *Bunias orientalis*-Gruppe).

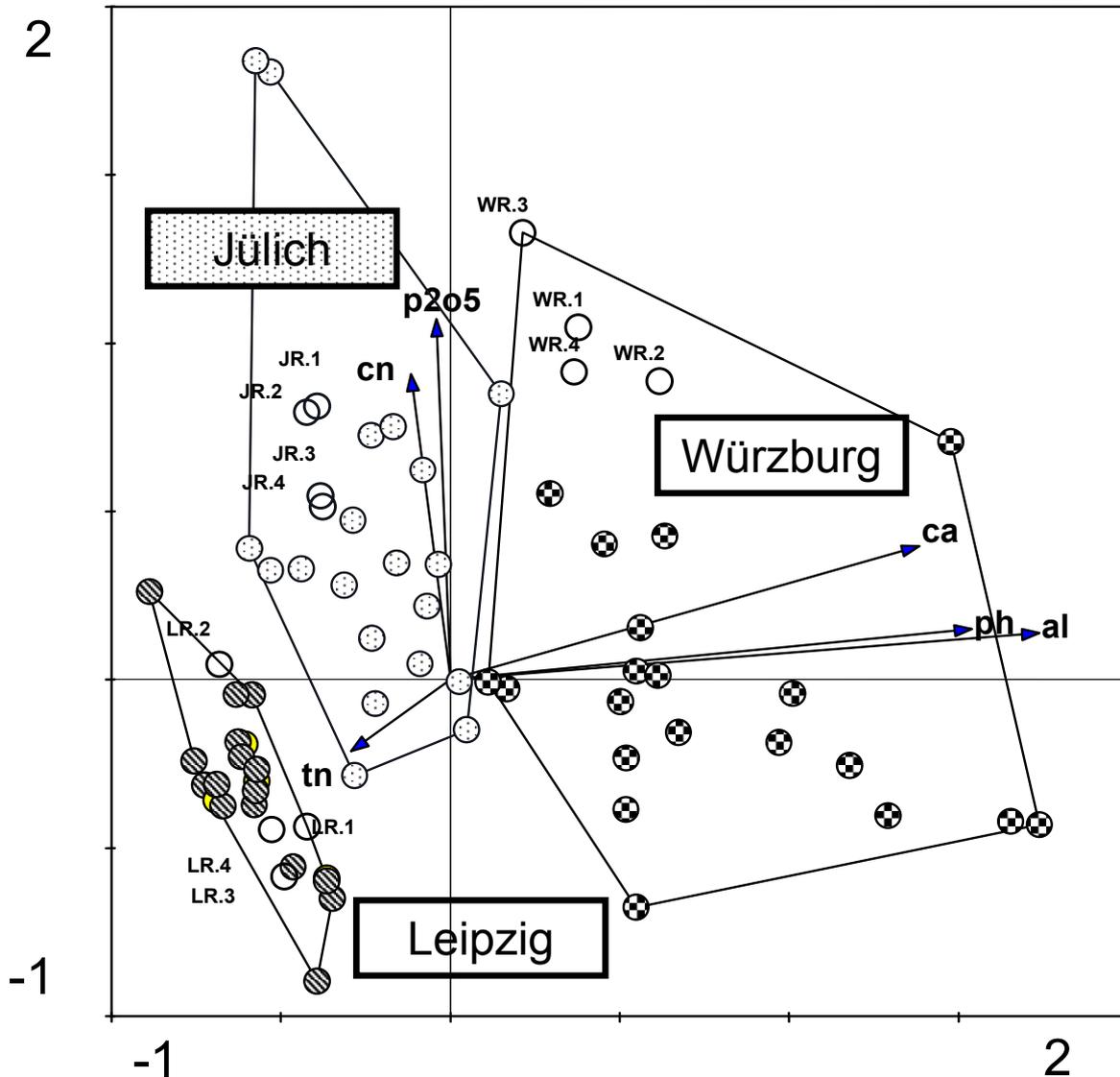


Abb. 4-9: CCA der Vegetation und der 72 Standorte, (Erklärter Anteil der Gesamtvarianz durch die ersten beiden Achsen 8,9 %, Gesamtvarianz 1,717, Eigenwert 1. Achse 0,44), Erklärungsgehalte der jeweiligen Standortfaktoren an der Gesamtvarianz inkl. Signifikanzlevel: Aluminium = al: (0,402; 0,0020), Phosphorpentoxid = p2o5: (0,246; 0,0020), Calcium = ca: (0,242; 0,0020), C/N - Verhältnis = cn (0,232; 0,0020), pH-Wert = ph (0,175; 0,0020), Gesamtstickstoff = tn (0,166; 0,0040)

### Kanonische Korrespondenzanalyse der Carabiden

Die CCA der Carabiden und der Standortfaktoren hat mit 20,6 % einen deutlich höheren Erklärungsgehalt. Für den Carabidendatensatz ergab sich nur mit drei Standortfaktoren eine signifikante Korrelation (vgl. Abb. 4-10). Dem entsprechend könnte man formulieren, dass sich die Carabiden in ihrer Verteilung von den übrigen Faktoren unbeeindruckt zeigen.

Aluminium ist zur Hälfte mit Calcium, und dem C/N- Verhältnis korreliert, Calcium und das C/N- Verhältnis sind fast gar nicht korreliert. Die Standorte werden entlang eines deutlichen

Calcium – Gradienten angeordnet, was darauf hindeutet, dass viele Arten entlang dieses Gradienten eingemischt sind (vgl. 4.2.2.1, Kalkzeiger-Artengruppen der Carabiden). In Würzburg werden die Referenzstandorte ebenfalls über das Calcium abgetrennt.

Innerhalb der Naturräume werden die Aufnahmeflächen durch das C/N- Verhältnis getrennt.

Die Aufnahmeflächen Leipzig und Jülich werden auch über das C/N- Verhältnis getrennt.

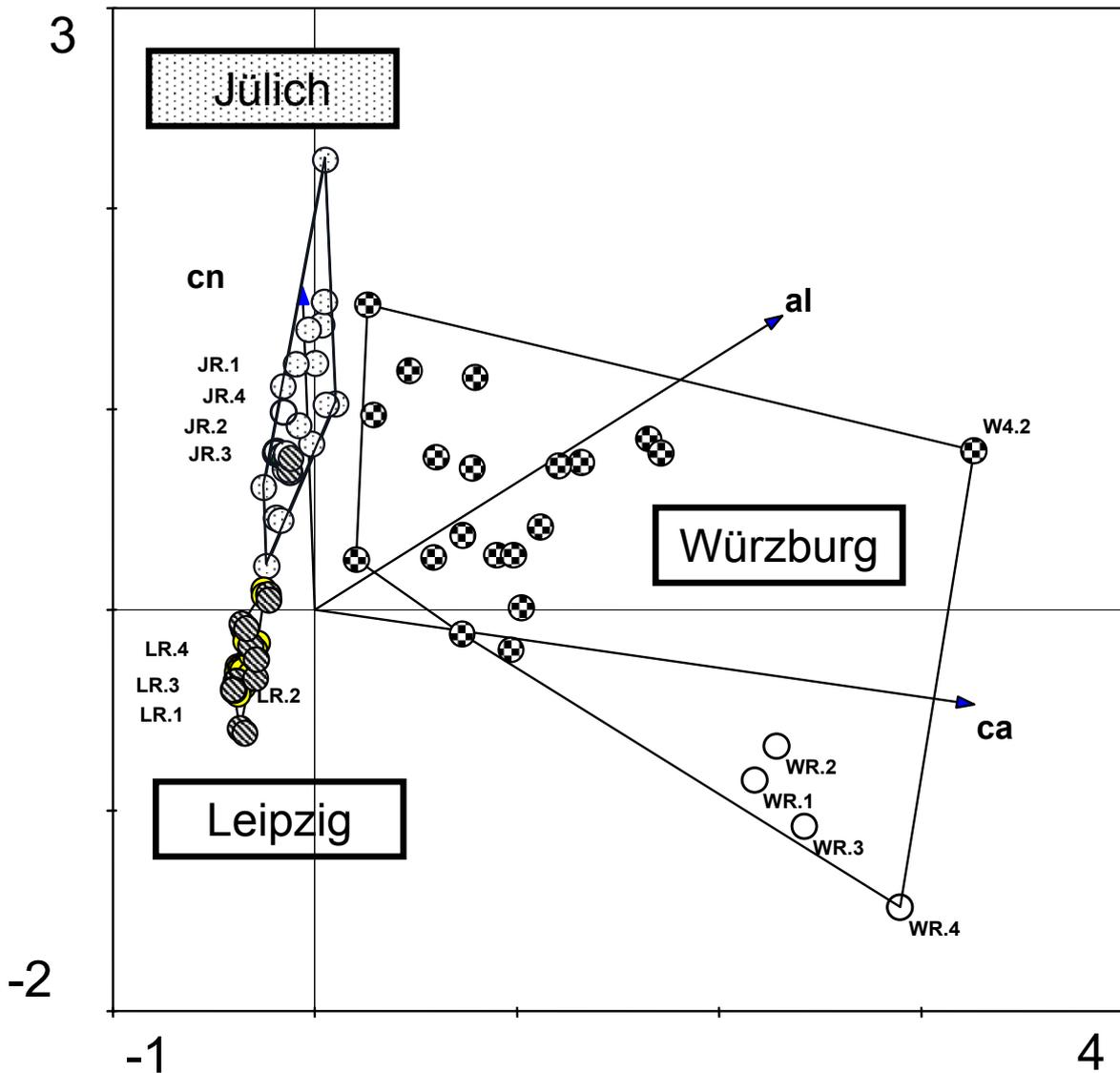


Abb. 4-10: CCA der Carabiden und der 72 Standorte, (Erklärter Anteil der Gesamtvarianz durch die ersten beiden Achsen 20,6 %, Gesamtvarianz 1,483, Eigenwert 1. Achse 0,54), Erklärungsgehalte der jeweiligen Standortfaktoren an der Gesamtvarianz inkl. Signifikanzlevel: Calcium = ca (0,534; 0,0020), Aluminium = al (0,312; 0,0020), C/N - Verhältnis = cn (0,271; 0,0020)

### Kanonische Korrespondenzanalyse der Spinnen

In der CCA des Spinnendatensatzes und der Standortfaktoren beträgt der Erklärungsgehalt 20,1 % der Gesamtvarianz.

Die Lage der Referenzstandorte Würzburg ist auch bei den Araneen stark mit dem Kalkgehalt korreliert (vgl. Abb. 4-11; Kap. 4.2.2.1 *Haplodrassus umbratilis* - Gr. u.a.). Das C/N-Verhältnis ist weniger stark korreliert.

In Würzburg zeigt die Lage der Standorte starke Korrelation zu einem Faktorenkomplex aus Calcium, Phosphorpentoxid, pH-Wert und Aluminium. Die Naturräume Jülich und Leipzig werden durch die analysierten Faktoren nicht getrennt, die Standorte in Würzburg werden von beiden Naturräumen jedoch deutlich abgetrennt.

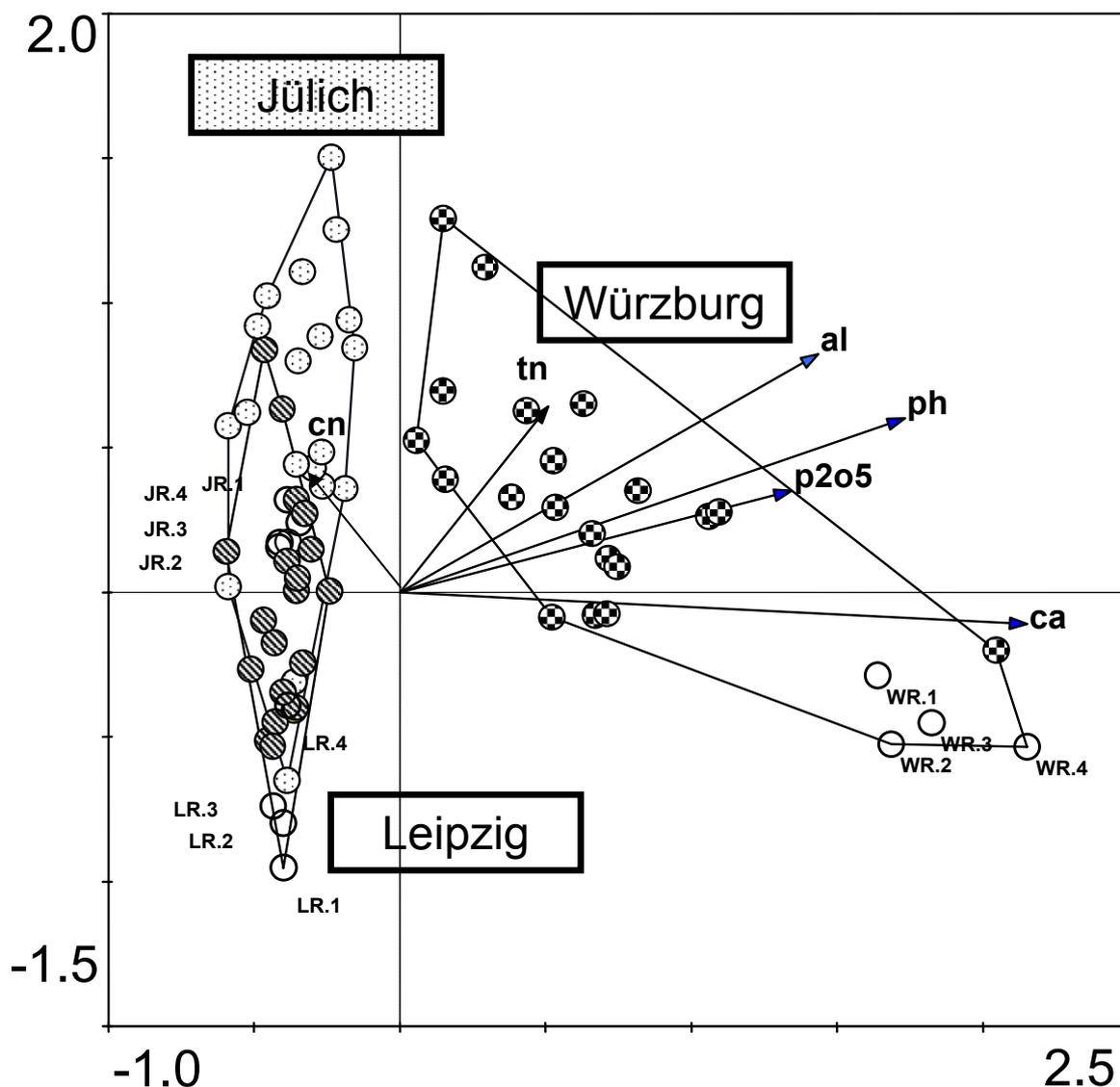


Abb. 4-11: CCA der Spinnen und der 72 Standorte, (Erklärter Anteil der Gesamtvarianz durch die ersten beiden Achsen 20,1 %, Gesamtvarianz 1,251, Eigenwert 1. Achse 0,48), Erklärungsgehalte der jeweiligen Standortfaktoren an der Gesamtvarianz inkl. Signifikanzlevel: Calcium = ca (0,470; 0,0020), Aluminium = al (0,223; 0,0020), Phosphorpentoxid = p2o5 (0,143; 0,0020), C/N - Verhältnis = cn (0,126; 0,0020), Gesamtstickstoff = tn (0,105; 0,0020), pH-Wert = ph (0,084; 0,0040)

### Kanonische Korrespondenzanalyse der Collembolen

Der Erklärungsgehalt der ersten beiden Achsen ist dem der Vegetationsanalyse ähnlich und liegt deutlich unter dem der Carabiden- und Spinnenanalysen. In den Naturräumen Jülich und Leipzig werden die Standorte durch die Korrelationen zu den Umweltparametern gar nicht getrennt (vgl. Abb. 4-12). Die Standorte in Würzburg werden demgegenüber durch die Wasserhaltekapazität und das Calcium stark auseinander gezogen. Die Collembolen sind die einzige Gruppe, die mit der maximalen Wasserhaltekapazität korreliert, was nicht als Zusammenhang mit der Bodenfeuchte zu tun hat, sondern eher als Korrelation mit dem Porengefüge des Bodens zu interpretieren ist.

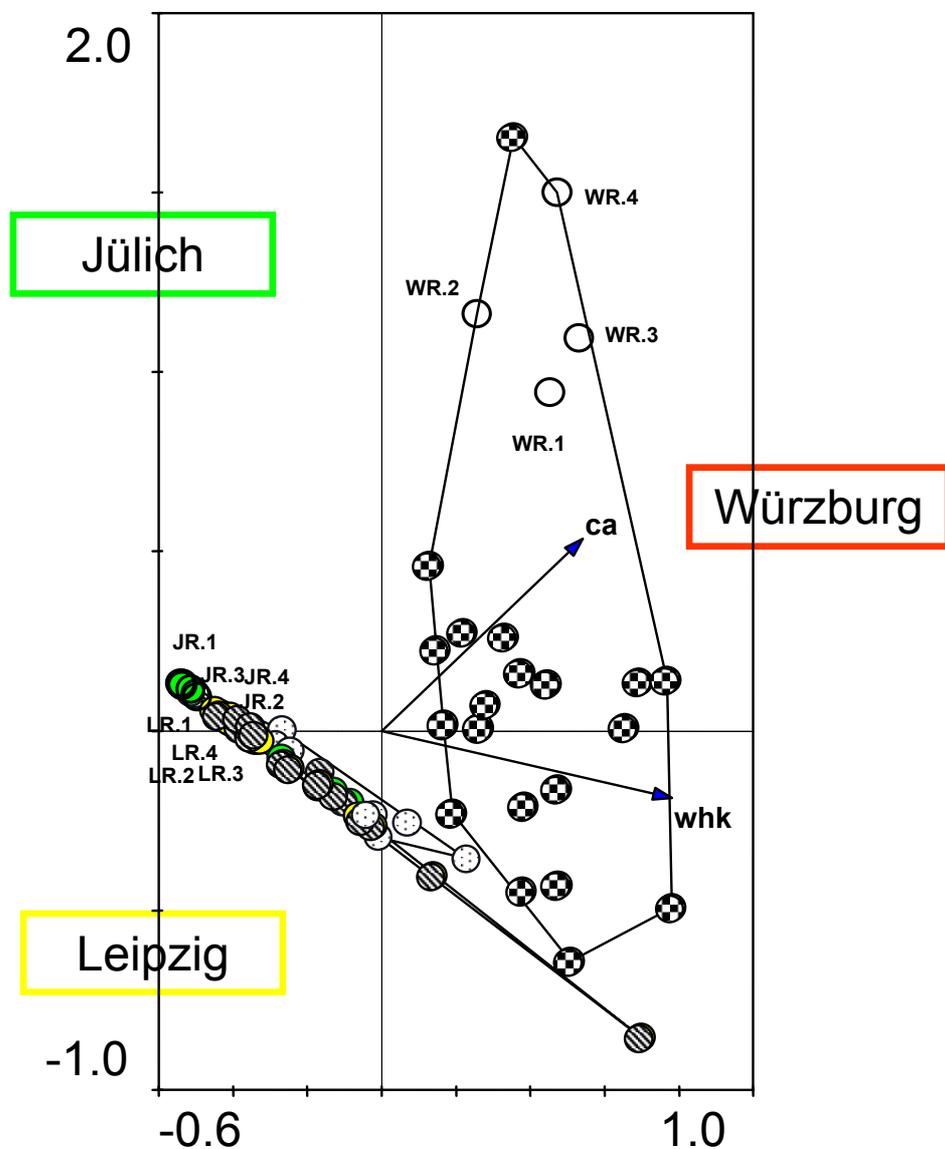


Abb. 4-12: CCA der Collembolen und der 72 Standorte, (Erklärter Anteil der Gesamtvarianz durch die ersten beiden Achsen 8,0 %, Gesamtvarianz 0,783, Eigenwert 1. Achse 0,17), Erklärungsgehalte der jeweiligen Standortfaktoren an der Gesamtvarianz inkl. Signifikanzlevel: Wasserhaltekapazität = whk (0,164; 0,0020), Calcium = ca (0,134; 0,0040)

### **Kanonische Korrespondenzanalyse der Vegetation, Carabiden und der Araneen und der Collembolen**

In der CCA des Gesamtdatensatzes und der Standortfaktoren werden 7,1 % der Gesamtvarianz erklärt (vgl. Abb. 4-13), was als sehr gering zu betrachten ist. Das Gesamtbild der Analyse zeigt ein Mischbild aus den vorhergehenden CCA. Ähnlich wie bei der CA des Gesamtdatensatzes zeigt sich, dass der Erklärungsgehalt nach der Datentransformation im Vergleich zu den Einzelanalysen abnimmt.

Die Naturräume Jülich und vor allem Leipzig werden nur wenig getrennt. Calcium und Aluminium spannen einen weiten Gesamtgradienten auf. Das C/N-Verhältnis ist nicht mehr so bedeutsam, wie in der Analyse der Carabiden. Der pH-Wert, die Wasserhaltekapazität und das Aluminium sind stark korreliert, gleiches gilt für Calcium und Phosphorpentoxid.

Die Würzburger Standorte werden, wie in allen Einzelanalysen auch, extrem durch die Standortparameter aufgetrennt, das heißt, dass ein starker Gradient sichtbar wird. Die Standorte in Jülich und Leipzig werden im Verhältnis dazu durch den Faktorenkomplex weniger stark aufgetrennt. Die Jülicher Standorte korrelieren mit dem C/N-Verhältnis.

Zusammenfassend bleibt festzuhalten, dass sich die Interpretation der Bedeutsamkeit der einzelnen Standortfaktoren erst über die Vorkenntnis der Korrespondenz-Analysen und der vergleichenden Betrachtung der Ergebnisse der einzelnen Taxa der Kanonischen Korrespondenz-Analysen erschließt. Das Bild der CCA des Gesamtdatensatzes integriert zwar alle Ergebnisse im Bezug auf die Gesamtzönose, ist aber gleichzeitig sehr komplex und so stark zusammengefasst dass eine detaillierte Interpretation schwierig bis unmöglich ist. Die Datentransformation, die jede Art gleich gewichtet, führt im Vergleich zum Ausgangsdatensatz zu einem Informationsverlust.

Ein Vergleich der CA eines Taxons mit der CCA und der Biozönose-Auswertung in Kap. 4.2.2 macht dann allerdings sogar die Zuordnung einzelner gefundener diagnostischer Artengruppen mit den Standortfaktoren möglich.

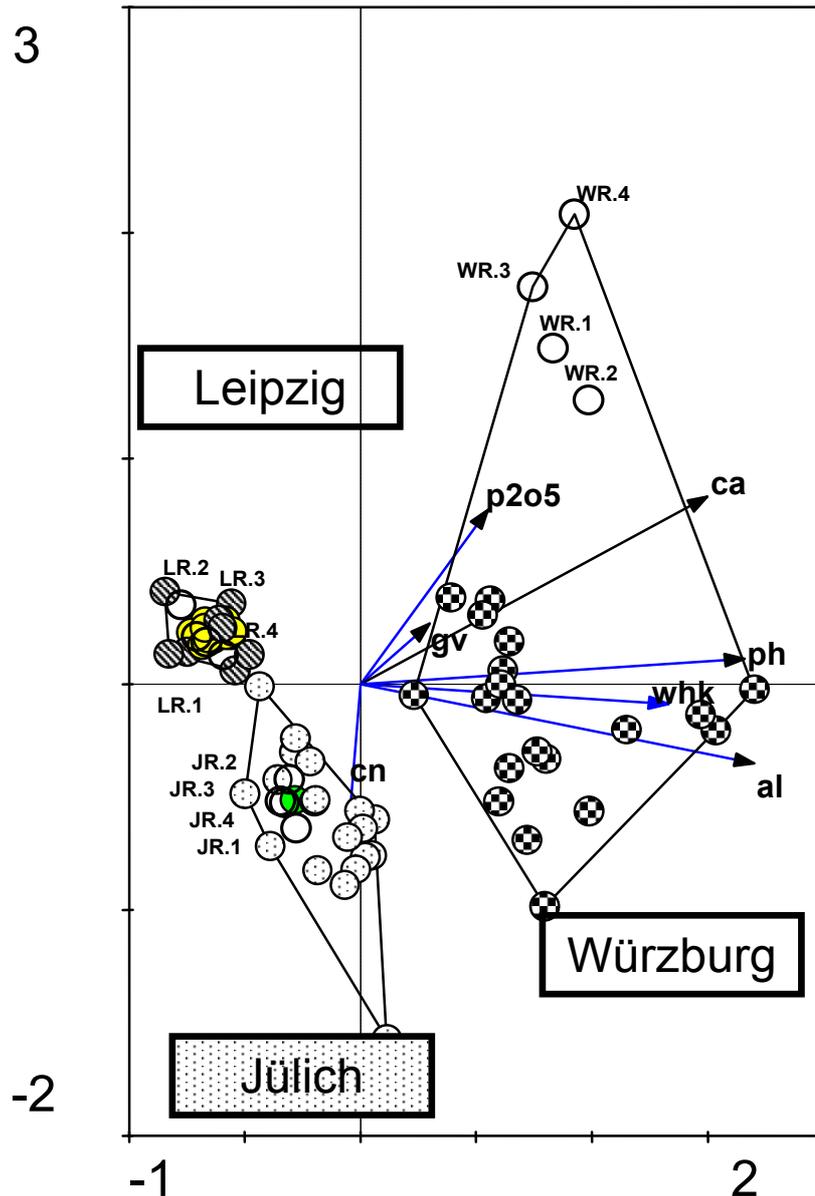


Abb. 4-13: CCA der Vegetation, der Carabiden, der Araneen, der Collembolen und der 72 Standorte, (Erklärter Anteil der Gesamtvarianz durch die ersten beiden Achsen 7,1 %, Gesamtvarianz 2,154, Eigenwert 1. Achse 0,47), Erklärungsgehalte der jeweiligen Standortfaktoren an der Gesamtvarianz inkl. Signifikanzlevel: Aluminium = al (0,437; 0,0020), Calcium = ca (0,335; 0,0020), C/N-Verhältnis = cn (0,304; 0,0020); Phosphorpentoxid = p2o5 (0,279; 0,0020), pH-Wert = ph (0,225; 0,0020), Glühverlust = gv (0,198; 0,0060), Wasserhaltekapazität = whk (0,197; 0,0040)

Ein Vergleich der Korrelationen der Standortfaktoren im Monte-Carlo Permutationstest für die verschiedenen Datensätze (vgl. Tab. 4-3), zeigt das Verhältnis der Faktorengewichtung in den Einzelanalysen in Relation zur Gesamtanalyse. Für die Vegetation ist Aluminium und Phosphat von großer Bedeutung. Für die Carabiden und die Spinnen jeweils Calcium und Aluminium. Phosphat und C/N-Verhältnis werden bei beiden gleich bewertet, der Gesamtstickstoff wird in allen drei Gruppen als nachrangig bewertet, das gleiche gilt für den pH-Wert. Die Collembolen sind die einzige Gruppe, die stark mit einem bodenmorphologischen

Faktor, der maximalen Wasserhaltekapazität, zusammenhängen und ebenfalls mit dem Calcium. Der Glühverlust scheint für alle betrachteten Gruppen nicht von Bedeutung zu sein, erhält dann aber in der Gesamtbetrachtung eine signifikante Korrelation.

Tab. 4-3: Korrelationen der jeweiligen Standortfaktoren nach Monte-Carlo Test (xx: Faktor wurde mit  $p=0,0020$  integriert, x: Faktor wurde mit  $p=0,0040-0,0060$  integriert, - Faktor wurde nicht integriert) für die durchgeführten Analysen; 1-8=Position der gewichteten Faktoren im Monte-Carlo Test

	<b>Ca</b>	<b>AL</b>	<b>pH</b>	<b>TN</b>	<b>P<sub>2</sub>O<sub>5</sub></b>	<b>CN</b>	<b>GV</b>	<b>WHK</b>
<b>Vegetation</b>	3 xx	1 xx	5 xx	6 x	2 xx	4 xx	8 -	7 -
<b>Carabiden</b>	1 xx	2 xx	5 -	7 -	4 -	3 xx	6 -	8 -
<b>Araneen</b>	1 xx	2 xx	6 x	5 xx	3 xx	4 xx	7 -	8 -
<b>Collembolen</b>	2 x	4 -	5 -	8 -	6 -	3 -	7 -	1 xx
<b>Gesamt</b>	<b>2 xx</b>	<b>1 xx</b>	<b>5 xx</b>	<b>8 -</b>	<b>4 xx</b>	<b>3 xx</b>	<b>6 x</b>	<b>7 x</b>

## 5. Gesamtbetrachtung

Die vorliegende Untersuchung schließt die Pflanzen und sieben Tiergruppen (Collembola, Araneae, Carabidae, Coccinellidae, Saltatoria, Syrphidae, Hymenoptera) ein, die über zwei Vegetationsperioden in drei Untersuchungsräumen mit zwei unterschiedlichen Methoden ausgewertet wurden. Es ergeben sich insgesamt zwei Grundeinheiten (Glatthaferwiesen und ruderale Glatthaferwiesen), die in 17 Varianten (Ausbildungsformen) weiter unterteilt wurden (vgl. Kap. 4.2.3). Insgesamt basiert der Datensatz auf 823 Arten, die sich aus ca. 50.000 Individuen zusammensetzen (vgl. Tab. 4-1).

### 5.1 Auswahl der untersuchten Gruppen

Da die Aufnahme aller Tiergruppen bei räumlich breiter angelegten Untersuchungen kaum möglich ist, muss stets eine Auswahl an Tiergruppen erfolgen (vgl. SSYMANK 2001). Bei der Auswahl der Tiergruppen ist es sinnvoll, verschiedene taxonomische Einheiten aus den einzelnen Teilbiozöosen (Boden, Bodenoberfläche, Krautschicht) und verschiedenen Trophieebenen auszuwählen. Aus dem Boden wurde lediglich die Gruppe der Collembolen berücksichtigt, bei den anderen Teilzöosen sind jeweils mehrere taxonomische Einheiten aufgenommen worden. Außerdem sind die Kenntnisse über das allgemeine Verteilungsmuster der einzelnen Tiergruppen wesentlich, da eine qualitativ, ökologische Auswertung auf diese Literaturdaten zugreifen muss. In diesem Sinne liegen die besten Daten für Carabiden und Saltatorien vor, bei den anderen Tiergruppen ist die Literaturdatenlage nur mäßig, bei den Bodentieren sind nahezu keine verwertbaren Literaturdaten zugänglich. Darüber hinaus wurden entsprechend der Zielsetzung in diesem Projekt die Tiergruppen ausgewählt, die in den Testverfahren zur Prüfung von Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln eine Rolle spielen (vgl. Tab. 6-1).

### 5.2 Methodisch bedingte Vollständigkeit der Biozönose und Aussagemöglichkeiten für die Gesamtzönose

Die aufgenommenen Tiergruppen (Ausnahme: Boden) sind ausreichend, eine allgemeingültige biozöologische Klassifikation durchzuführen: das heißt unter Hinzunahme weiterer Tiergruppen (z.B. Tagfalter, Wanzen, Rüsselkäfer etc.) wird es vermutlich zu keiner grundlegenden Veränderung der definierten Biozöosen und deren Varianten kommen. Dies wird u.a. dadurch deutlich, dass Arten aus den verschiedensten Taxa in eine "standortökologische Richtung" weisen. So zeigt nur eine Pflanzenart, *Cerastium arvense*, die sandigen Bodenverhältnisse in Leipzig an. Zu dieser Pflanzenart gesellen sich aber einige Carabiden, Araneen und Hymenopteren, für die der sandige Bodentyp auch entscheidend ist. Demnach ist die

nicht die taxonomische Einheit (Carabidae, Araneae, Pflanze) entscheidend, sondern der Faktor Sand scheint für die Verteilung der Arten wesentlich zu sein, d.h. die Arten gruppieren sich unabhängig von ihrer taxonomischen Zugehörigkeit. Wenn andere Arten hinzugenommen werden, wird sich demnach die Sand-Gruppe nicht verändern, sondern diese Gruppe wird evtl. noch durch eine Wanze oder einen Rüsselkäfer (andere Sandarten) verstärkt. Da verschiedene Tiergruppen mit grundlegend verschiedenen Ansprüchen berücksichtigt sind (ca. 800 Tier- und Pflanzenarten), ist es unwahrscheinlich, dass neue Artengruppen aufgrund weiterer standortökologischer Kriterien hinzukommen. So verteilen sich die Schwebfliegen weitgehend unabhängig von den Bodenfaktoren (anders Hymenopteren, Carabiden, Araneen etc.), zeigen aber Beziehungen zum gesamten Biotoptypen-Komplex (Waldrand-Arten) oder zum Blütenangebot auf. Auch die Heuschrecken sind eher struktural als bodentypabhängig, obwohl natürlich indirekt der Bodentyp bzw. die Nährstoffgehalte auch die Struktur maßgeblich prägen.

Es handelt sich natürlich um eine These, die nicht konkret belegt werden kann. Dies wäre nur dann möglich, wenn das Tierartenspektrum von einer oder zwei Untersuchungsflächen komplett erfasst werden würde. Im Rahmen der Untersuchung sind über das eigentliche Projekt hinaus im Rahmen von Diplomarbeiten und Dissertationen auch die Tagfalter, und weitere Bodenorganismengruppen mit aufgenommen worden. Durch die Hinzunahme der Tagfalter kommt es z.B. zu keiner Veränderung des Grundmusters, im Gegenteil, die Tagfalter unterstützen die Kalk-Gruppe und weisen auf die extreme Verarmung der Agrargebiete hin (= Schwebfliegen).

### **5.3 *Bedeutung der Standortfaktoren für die verschiedenen taxonomischen Gruppen der Biozönose***

Die wesentlichen Faktoren, die das Verteilungsmuster der verschiedenen taxonomischen Gruppen beeinflussen, zeigen sich am besten an der Artenzusammensetzung der Trennarten-Gruppen. Betrachtet man die Pflanzen, wird deutlich, dass die Bodenart, der pH-Wert, die Bodenfeuchte und der Nährstoffgehalt die wirksamsten Faktoren sind. Nach diesen Faktoren richten sich auch überwiegend die vegetationskundlichen Einteilungen (vgl. FOERSTER 1983, HAUSER 1988, DIERSCHKE 1996). Faktoren wie PSM-Eintrag und andere, die mit der landwirtschaftlichen Nutzung zusammenhängen, werden nicht an dieser Stelle, sondern im Kapitel 5.6 betrachtet. Bemerkenswert ist der direkte Einfluss des Nährstoffgehaltes auf die Pflanzen-Kombination, da die Tierarten auf die verschiedenen Nährstoffgehalte nicht direkt reagieren. Dies zeigt sich in den Artengruppen, die mit dem Nährstoffgehalt korrelieren, da sie bis auf eine Ausnahme nur von Pflanzen aufgebaut werden. Im Vergleich zu den Stetig-

keitsangaben in der Literatur ist der Anteil und die Stetigkeit der Differenzialarten als sehr gering zu bewerten; vermutlich nivellieren bzw. monotonisieren die Nährstoffgehalte die Pflanzensammensetzung erheblich. Dass Nährstoffgehalte Unterschiede des Bodens (u.a. Bodenfeuchte) aufheben können, hat ELLENBERG (1952) schon sehr früh aufgezeigt. Auf die Tierarten wirkt sich dies weniger aus, da im Vergleich zur Vegetation wesentlich mehr Differentialarten in höheren Stetigkeiten vorhanden sind (vgl. Tab. A2, Kap. 4.2.2), die mit der Bodenart korrelieren.

Das Verteilungsmuster der Carabiden und Araneen wird entscheidend beeinflusst durch die Bodenart, pH-Wert (parallel dazu Calcium, Aluminium), die Bodenfeuchte (Bodentyp) und die Hanglage (=Wärmehaushalt). Der Biotoptypen-Komplex spielt nur eine untergeordnete Rolle. Auf die Hymenopteren wirkt in erster Linie die Bodenart (z.B. Sand-Bienen), der Wärmehaushalt, schwächer das Blütenangebot sowie der Biotoptypen-Komplex. Die Schwebfliegen zeigen ein abhängiges Verteilungsmuster vom Biotoptypen-Komplex der Agrarlandschaft sowie vom Blütenangebot. Die Heuschrecken richten sich nach dem Wärmehaushalt, der Bodenart (*Chorthippus apricarius*) und nach dem Biotoptypen-Komplex (Waldrand-Arten). Insgesamt differenzieren die *Collembolen* die Standorte am wenigsten und stellen im Vergleich zur ermittelten Artenzahl einen hohen Anteil der weit verbreiteten Arten. In der multivariaten Analyse zeigt sich ein deutlicher Bezug zum Porenvolumen des Bodens. Ein Bezug zu pH-Wert, Bodenfeuchte etc. ist anhand des vorliegenden Datensatzes kaum festzustellen. Diese kurze Übersicht zeigt, dass die Verteilungsmuster der Tierarten (auch innerhalb eines Taxons) sehr unterschiedlich sind aber zum Teil auch Übereinstimmungen, auch zur Vegetation, aufweisen. Der größte Unterschied zwischen den Tierarten und der Vegetation ergibt sich aufgrund der überregionalen, d.h. makroklimatischen Differenzierung. Das Verteilungsmuster der Tierarten wird überregional deutlich stärker und im Detail anders modifiziert als das Verteilungsmuster der Pflanzen.

#### **5.4 Vergleich der Auswertungsmethoden**

Die qualitativ-ökologische Auswertungsmethode liefert konkrete Vorstellungen über die Struktur der Biozönose von grasigen Feldrainen. Es werden Artengruppen benannt, die aufgrund ihrer Verteilung und Klassifizierung in diesem Standorttyp und ihrer autökologischen Amplitude geeignet sind, die Lebensgemeinschaft zu repräsentieren. Die Artengruppen werden daher für die gefundene Biozönose als diagnostisch bezeichnet. Zur Definition des Schutzgutes (im Naturschutz ist die Entsprechung die Typusebene, vgl. PLACHTER et al. 2003) von Nichtzielflächen in unserer Agrarlandschaft ist die konkrete Benennung der Artengruppen eine essentielle Voraussetzung. Erst diese Definition durch die diagnostischen

Artengruppen verleiht der Lebensgemeinschaft ein greifbares Profil, mit dem man praktisch, d. h. als Schutzgut in der Landschaft oder prospektiv in der Risikobewertung umgehen kann. Die hier angewandten multivariaten-statistischen Methoden liefern in dieser Hinsicht keine vergleichbaren Ergebnisse. In der Korrespondenzanalyse gibt es keine Möglichkeit zur Extraktion von konkreten Artengruppen, die mit bestimmten Standorten korrelieren. In der Kanonischen Korrespondenzanalyse ist es möglich Korrelationen zwischen dem Vorkommen von Arten und einzelnen Standortfaktoren festzustellen. Es hat sich aber gezeigt, dass die Evaluierung der Bedeutung dieser ausgegebenen Korrelationen erst nach der qualitativ-ökologischen Auswertung möglich wurde

Im Standortvergleich und der Einschätzung der standörtlichen Ähnlichkeiten und Verschiedenheiten ergänzen sich die Methoden. Die multivariate Statistik liefert eine genaue Einschätzung der Standortähnlichkeiten und Unterschiede, und bietet damit die Möglichkeit die Standorteinschätzung der qualitativ-ökologischen Auswertung kritisch zu hinterfragen. Gleiches gilt für die Korrelationen der Umweltvariablen im Monte-Carlo Test; auch hier bieten die Ergebnisse der Kanonischen Korrespondenzanalysen die Möglichkeit, die Ergebnisse der qualitativ-ökologischen Methode auf Ebene der verschiedenen Taxa hinsichtlich der Korrelationen zu den gefundenen diagnostischen Artengruppen zu vergleichen.

**Fazit:** Ziel der Effektbewertung auf komplexe Lebensgemeinschaften in der Landschaft sollte es sein, die Statistik als Auswertungs-Werkzeug soweit zu entwickeln, dass die Zönosestruktur, d.h. konkrete diagnostische Artengruppen benannt und ausgegeben werden, so dass große Datensätze bearbeitet werden können. **Bei solch einer Methodenentwicklung muss die mathematisch statistische Auswertung ständig durch die qualitativ-ökologische Auswertung überprüft werden und durch Expertenwissen angeglichen werden.**

### **5.5 Übertragbarkeit der biozönotischen Ergebnisse auf die Agrarlandschaft**

Bei der Standortauswahl in diesem Projekt wurde eine hohe standortökologische Amplitude erfasst, so dass zu den arealgeographischen Unterschieden noch eine weite Palette von geologischen und bodenbedingten Standortfaktoren hinzukommt. Trotz dieser vielen unterschiedlichen Faktoren treten im Rahmen der hier untersuchten Standorte in den einzelnen Untersuchungsräumen bestimmte Faktoren immer gemeinsam auf, die in anderen noch nicht untersuchten Naturräumen getrennt vorliegen können. So korrelieren in Leipzig immer die drei Faktoren: sandige Bodenart, Wechselfeuchte (hoher Grundwasserstand), sub-kontinentaler Klimabereich. Dies muss in anderen sandigen Agrargebieten aber nicht so sein: eine Hinzunahme der Sandäcker im atlantischen Klimabereich (in den Niederlanden) würde

zusätzliche Information zum Faktor Klima liefern (atlantisches Klima). Auch wechselfeuchte Bodenverhältnisse müssen nicht immer parallel mit der Bodenart Sand auftreten. In den Agrargebieten existieren auch trockene, sandige Nichtzielflächen. Ebenso können Nichtzielflächen (Würzburg parallel: basenreich, (wechsel) trocken) auch wechselfeucht und basenreich sein. Demzufolge wären bei anderen, neu auftretenden Faktorenkombinationen erstens Neukombinationen von in dieser Arbeit bereits identifizierten Artengruppen zu erwarten. Zweitens ist eine Modifikation von bereits definierten Gruppen wahrscheinlich und drittens können unbekannte Gruppen hinzukommen.

Deshalb ist die Generalisierbarkeit der Ergebnisse (Artengruppen), d.h. die Übertragbarkeit der Daten auf andere Agrargebiete eingeschränkt. Nur wenn die Hauptfaktoren (Bodenart, Bodenfeuchte, Klima) in verschiedensten Kombinationen aufgenommen werden, kann dies auf alle Agrargebiete übertragen werden (Prinzip der induktiven Generalisierung, vgl. GLAVAC 1996). Bei weiteren biozöologischen Analysen der ruderalen Glatthaferwiesen in Agrargebieten wird sich die Anzahl der hier gefundenen Varianten erhöhen. Mit wie vielen Variationen letztendlich zu rechnen ist, kann kaum vorhergesagt werden. Insgesamt wird sich dies aber in einem (leicht) überschaubaren Rahmen halten (Hypothese: maximal 30 Varianten).

Trotz dieser Einschränkung ist davon auszugehen, dass die identifizierten Haupt-Artengruppen mit leichten Modifikationen auch in anderen Agrargebieten auftreten. So ist die *Calathus ambiguus*-Artengruppe in allen Sandgebieten zu erwarten und die *Brachinus crepitans*-Artengruppe wird in den Kalkgebieten regelmäßig nachzuweisen sein. Auch die wechselfeuchte Ausbildung mit *Alopecurus pratensis* besitzt allgemeine Gültigkeit, ebenso die auf extrem kalkreichen und trockenen Flächen nachgewiesene *Haplodrassus umbratilis*-Artengruppe. Auch andere Lössgebiete in Deutschland und Mitteleuropa werden sich durch das Fehlen einiger Artengruppen auszeichnen.

Eine generalisierende Aussage kann auch für die Grund-Artengruppen vorgenommen werden. Es davon auszugehen, dass die Ruderalarten immer (je nach Pflegeintensität) auftreten. Auch für die *Oedothorax apicatus*-Gruppe ist bei der momentanen Nutzung der Agrargebiete ein weiträumiger Nachweis zu erwarten.

Unklar wird die Verteilung der grundlegenden Wiesengruppe (*Poecilus versicolor*-Gruppe) eingestuft. Es kann z.B. nicht prognostiziert werden, ob diese Artengruppe in den Lössgebieten im Osten (z.B. Magdeburger Bördelandschaft) auftritt. Dieser Frage nachzugehen wird als wesentlich und sehr bedeutsam eingestuft, da hiermit die Frage kombiniert ist, ob

durch die intensive Landwirtschaft bereits ganze Artengruppen in manchen Regionen ausgestorben bzw. vom Aussterben bedroht sind oder nicht.

Bei den Schwebfliegen und Hymenopteren (und Tagfaltern) wird vermutet, dass in der intensiv genutzten Jülicher-Bördelandschaft manche Arten nicht mehr nachweisbar sind (trotz guter Grundbedingungen auf einzelnen Nichtzielflächen), weil die Arten aus diesem Agrarraum insgesamt komplett verschwunden sind.

### **5.6 Störungen in der Agrarlandschaft und Entwicklung der grasigen Feldraine**

Die DFG-Senatskommission (2001) zur Beurteilung von Stoffen in der Landwirtschaft formuliert z.B. als offene Frage, „wie zwischen den Faktoren PSM, Bodenbearbeitung und verändertem Nährstoffangebot und deren Einfluss auf Fauna und Flora in Nichtzielflächen gewichtet werden kann?“. Außerdem sieht die Kommission im Fehlen von Langzeitstudien, in denen speziell der Eintrag von PSM in dem zu erwartenden niedrigen Konzentrationsbereich sowie die Höhe und die Dauer der Exposition erfasst werden, ein gravierendes Defizit.

Die Störung auf Nichtzielflächen in der Agrarlandschaft ist als viel dimensionaler Faktor zu begreifen, der sich in erster Linie zusammensetzt aus: Eutrophierung, Mahd, PSM-Eintrag und Bodenverdichtung.

Bei Pflanzenarten besteht die allgemeine Tendenz zur Ausbildung von Dominanzbeständen, diese sind als Endpunkt einer Störung in der Agrarlandschaft zu betrachten. So z. B. Glatthaferbestände in Jülich, der Glatthafer ist dort in seinem optimalen Wuchsbereich. In Würzburg befinden sich die Feldraine standortökologisch in einem ähnlichen Zustand, der Glatthafer kann sich aber aufgrund der Trockenheit und des hohen Kalkgehaltes nicht entsprechend durchsetzen. Auf den Leipziger Flächen befindet sich der Glatthafer aufgrund der sandigen Böden an seiner Ausbreitungsgrenze; dort übernehmen die Quecke und das Landschilf die dominante Ausbreitung. Diese Ausbildung von Dominanzbeständen in der Agrarlandschaft ist als nachhaltig negativ und erheblich zu bezeichnen. Sie ist mit einem Verlust von Diversität verbunden und daher schädlich und unverträglich. Die Bestände erweisen sich als ökologisch sehr stabil und zeigen in planungsrelevanten Zeiträumen keine Zönoseveränderung mehr; die natürliche Sukzession ist nachhaltig beeinträchtigt (ELLENBERG 1983, GLAVAC 1996).

Als wichtigster integrativ über alle Gruppen wirkender gemeinsamer Faktor ist die **Vegetations-Struktur** zu nennen. Die Ausbildung von Dominanz-Beständen wirkt sich auf alle Gruppen (Ausnahme: *Collembolen*) sehr negativ aus. Es besteht somit ein direkter Bezug

zwischen Vegetation und Arthropoden, da die Vegetation die Struktur des Lebensraumes bestimmt und entscheidend auf die Zusammensetzung der Zoozöosen Einfluss nimmt. Pflanzen und Syrphiden werden in ihrer Artenzusammensetzung stärker nivelliert als Carabiden und Araneen, diese beiden Gruppen liefern mehr Differentialarten, besonders auf Sandböden. LAUBMANN (1998) konnte zeigen, dass mehr Saltatorien in sehr schmalen Feldrainen auftreten können, als in einem breiten Rain, der von einem Quecken-Dominanzbestand bestimmt wird. Dieses Ergebnis kann anhand der vorliegenden Daten bestätigt werden, da in dem Glatthafer-Dominanzbestand der Fläche Jülich 1 selbst die sehr euryöke Heuschreckenart (*Chorthippus parallelus*) kaum nachzuweisen war. Auch auf die Schwebfliegen und Hymenopteren wirken sich Dominanz-Bestände negativ aus, da zum einen kein ausreichendes Blütenangebot vorliegt und/oder aufgrund der starken Verfilzung der Grasbestände die Hymenopteren keine geeigneten Nistplätze vorfinden. So konnten auf der Fläche Jülich 1 nur auf Graspollen spezialisierte Schwebfliegen (*Melanostoma mellinum*, *Platycheirus clypeatus*) in höheren Dichten nachgewiesen werden. Auch die Spinnen zeigen auf der Fläche Jülich 1 die geringsten Arten- und Individuenzahlen und die Carabiden geringe Artenzahlen. Bei der Ausbildung von Dominanzbeständen sind direkte Wirkungen vor allem auf Blütenbesucher zu beobachten. Viele weit verbreitete Arten fallen ohne Wiederbesiedlungsmöglichkeit aus, mit der Folge dass das Standortpotenzial auf Landschaftsebene verarmt und Arten in den Landschaftsräumen aussterben.

Diese Ausbildung von Dominanzbeständen wird als schädlich und unvertretbar (erheblich und nachhaltig) definiert, da sie sich selbst in den intensiv genutzten Agrarlandschaften außerhalb der ökologischen Akzeptanz bewegt (RATTE et al. 2003). Ein grundlegendes Umweltqualitätsziel in den Agrarlandschaften wäre demzufolge die Verhinderung von Dominanzbeständen.

### **Dominanzbestände – schädlich und unvertretbar**

Durch Dominanzbestände werden standortökologische Unterschiede nivelliert und es kommt zu einer erheblichen Monotonisierung der Agrarlandschaft, bzw. die Vielfalt der Natur wird egalisiert. Die Ausbildung von Dominanzbeständen führt zum Verlust ganzer Artengruppen, sowohl bei Tieren als auch bei Pflanzen (vgl. Kap. 4.2.1.6). Das Schutzziel Biodiversität wird maßgeblich beeinträchtigt.

Ökologisch werden die Dominanzbestände als Endpunkte einer möglichen Störung bewertet, d.h. weitergehende negative Beeinträchtigungen sind kaum noch möglich bzw. werden als nicht mehr relevant eingestuft. Zudem wies schon ELLENBERG (1986) darauf hin, dass es

Bäumen und Sträuchern kaum noch gelingen kann, die Streubarriere in den sehr dichten und stark verfilzten Gras-Dominanzbeständen zu überwinden. Hierdurch kommt es über Jahre und Jahrzehnte hinweg zu einer Verzögerung der Ansiedlung von Gehölzen, d.h. die natürliche Sukzession ist maßgeblich und nachhaltig gestört. Auch eine kurzfristige Wiederbesiedlung ist faktisch ausgeschlossen (vgl. auch GLAVAC 1996).

Im Rahmen des Projektes konnten viele gefundene Korrelationen zwischen dem aufgenommenen Faktorenkomplex und dem Auftreten der Arten plausibel erklärt werden. In diesem Zusammenhang wurden einige Anhaltspunkte gefunden, die darauf hinweisen, dass PSM-Eintrag ein wirksamer Faktor bei der Entwicklung zur Ausbildung von Dominanzbeständen sein könnte:

1. Bei ähnlichen Nährstoffgehalten, können Glatthafer-Dominanzbestände ausgebildet sein oder auch nicht. (Bei höheren Nährstoffgehalten geht die Tendenz eindeutig stärker in Richtung zur Ausbildung von Dominanzbeständen)
2. Bei Ausbleiben der Mahd findet normalerweise eine Verstauchung statt, die auf den untersuchten Flächen nicht im entsprechenden Maße beobachtet werden konnte.
3. Auf vielen Untersuchungsflächen fehlten die Wiesenarten und die Ruderalisierungszeiger, was darauf hindeutet, dass die normalerweise zwischen beiden Gruppen wirkende Konkurrenz durch einen anderen Wirkungsfaktor aufgehoben ist. Es kann nicht ausgeschlossen werden, dass PSM-Eintrag in diesem Sinne in der Landschaft wirkt.

### **5.7 Entwicklung einer zönotischen Sollwert-Vorstellung (Leitbild) für grasige Feldraine**

Die Entwicklung von Leitbildern (= Sollwert-Vorstellungen, Typusebene) im Sinne von Referenzvorstellungen bietet die Möglichkeit, Störungen in der Landschaft zu erkennen, konkret zu benennen und Umweltqualitätsziele festzulegen. Diese Bewertungsstrategie wird sowohl bei Fließgewässern (LUA 1998, 1999), in der Wasserrahmenrichtlinie als auch bei der Beurteilung terrestrischer Lebensräume (SSYMANK et al. 1998) angewandt.

Der Leitbildbegriff ist als planungsrelevante Vorstellung eines Gesamtkonzeptes definiert. Das Leitbild besitzt keinen bzw. nur bedingten Bezug zu einem konkreten, historischen Naturzustand. Die Möglichkeiten der Umsetzbarkeit in politischer, gesellschaftlicher und instrumenteller Hinsicht finden Berücksichtigung (vgl. auch FINCK et al. 1993, LUA 1999, PLACHTER et al. 2003, KRATOCHWIL & SCHWABE 2001).

Die Entwicklung von Leitbildern für die Agrarlandschaft war kein primäres Ziel der vorliegenden Untersuchung. Im Sinne des Pflanzenschutzgesetzes sind jedoch Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf Lebensgemeinschaften als Bestandteil des Naturhaushalts zu untersuchen und zu bewerten. In diesem Zusammenhang ist die Frage zu stellen: Welche Auswirkungen sind im Sinne des § 15 Abs. 1 Nr 3 e) PflSchG als vertretbar zu bewerten? Um Auswirkungen auf Lebensgemeinschaften erkennen und benennen zu können, ist – entsprechend der Leitbildfindung bei Gewässern – eine Vorstellung über die lebensraumtypischen Artenkombinationen erforderlich, die als Soll-Wertvorstellungen bezeichnet werden können. Diese stellen eine biozöologische-Typ-Vorstellung dar (RATTE et al. 2003). Auf der Grundlage der vorliegenden Studie kann über die aufgenommenen Biozöosen und allgemeine Typusbeschreibungen der Literatur eine Soll-Wertvorstellung entwickelt werden. Aus vegetationskundlicher Sicht existieren konkrete Typus-Vorstellungen von Glatthaferwiesen und eingeschränkt auch für ruderale Glatthaferwiesen, das lebensraumtypische Arteninventar aus biozöologischer (= faunistischer) Sicht ist jedoch kaum bekannt.

Um zusätzlich zur Literatur Informationen über den biozöologischen Grundtyp außerhalb der direkten agrarischen Nutzung zu erhalten, wurde in jedem Naturraum eine Referenzfläche mit untersucht. Aufgrund der Varianz der Biozöosen der Glatthaferwiesen i.w.S. können die drei Referenzflächen zwar nicht den Mangel an biozöologischen Untersuchungen ersetzen, jedoch Ansatzpunkte zum Vergleich der Glatthaferwiesen i.w.S. außerhalb des PSM-Eintrags-Bereiches bereitstellen. Aus diesem Vergleich wurden viele Tierarten als mögliche Indikatorarten identifiziert (vgl. Kap. 6 .4).

Die “grasig- und krautigen Feldraine“ gehören überwiegend den ruderalen Glatthaferwiesen sowie den Glatthaferwiesen an. Es bleibt darauf hinzuweisen, dass die Trittrasen mit Lolch (*Lolium perenne*) oder andere kurzlebige Ruderal- und Ackergesellschaften einer anderen Soll-Wertvorstellung unterliegen, da es sich um andere Systeme handelt.

Für die nicht trittbelasteten und nicht permanent gestörten Feldraine (hauptsächlich die Stufenraine) können die Glatthaferwiesen incl. der ruderalen Glatthaferweisen als Sollwert-Vorstellung in den Agrarlandschaften definiert werden. Je nach Pflegezustand können mehr Wiesenarten oder aber auch mehr Ruderalarten die Sollwert-Vorstellung der Glatthaferwiese prägen. Dieser Sollwert-Vorstellung der Nichtziel-Flächen steht grundsätzlich nicht im Widerspruch zur “guten landwirtschaftlichen Praxis“ der angrenzenden Flächen. Für die Glatthaferwiesen kann keine allgemein gültige Sollwert-Vorstellung angegeben werden, denn es sind regionale sowie standortökologische Verhältnisse einzubeziehen. Aus diesem Grunde können z.B. nicht die Artenzahlen aus Lössgebieten mit den Artenzahlen aus Kalkgebieten

verglichen werden. Auch stärkere mechanische Störungen können die Artenzahlen aufgrund der Zunahme von kurzlebigen Ruderalarten bzw. Pionierarten bei Tieren steigern, diese Zunahme ist aber für das stabilere System Glatthaferwiese als Beeinträchtigung aufzufassen. Es gibt Indizien dafür, dass Störungen mittleren Ausmaßes diversitätssteigernd wirken können (Intermediate Disturbance Hypothesis, BEGON et al. 1990).

Als grundlegendes lebensraumtypisches Arteninventar werden die Grundartengruppen angesehen, wobei in den Sandgebieten die *Calathus ambiguus*-Artengruppe und in den Kalkgebieten die *Barchinus crepitans*-Artengruppe (extreme Kalkbereiche: *Haplodrassus umbratilis*-Artengruppe) vorhanden sein sollte. Ein Verlust der Sand- bzw. Kalkarten in den Glatthaferwiesen ist nicht akzeptabel (Biodiversitätsverlust). In diesem Sinne ist darauf hinzuweisen, dass aus botanischer Sicht auf den Untersuchungsflächen vermutlich bereits einige Sandarten verschwunden sind, und die kalkholden Pflanzen schon in geringeren Stetigkeiten auftreten. Auch die geringe Ausprägung der Blütenbesucher-Gemeinschaft entspricht nicht dem Soll-Wert und wird daher als Störung des Systems gewertet.

## 6. Ableitungen für die ökotoxikologische Prüfung von Pflanzenschutzmitteln und die Risikobewertung

Im nachfolgenden Kapitel werden zum einen die Testspezies hinsichtlich verschiedener Kriterien auf ihre Relevanz für die Biozönose überprüft, zum anderen werden aus der Biozönose selbst Arten und Kriterien abgeleitet für die Weiterentwicklung von Test- und Prüfverfahren.

### 6.1 Die Testspezies und ihre Relevanz für die Biozönose

#### 6.1.1 Sind die derzeitigen Testspezies repräsentative Stellvertreter für die Arthropoden in grasigen Feldrainen?

Aus der Gruppe gebräuchlicher Testspezies, der blattbewohnenden Räuber, der bodenbewohnenden Räuber und der Destruenten (vgl. Tab. 6-1) sind in den untersuchten Nichtzielflächen sechs Testspezies nachgewiesen worden.

Tab. 6-1: Arthropoden, die gemäß Richtlinie 91/414/EWG zur Testung von PSM-Auswirkungen eingesetzt werden

Vorkommen/ Lebensweise	Spezies	Expositionszeit	Endpunkte
<b>Blattbewohnende Parasitoide</b>	<i>Aphidius rhopalosiphi</i>	2 Tage	Mortalität, Parasitierung
	<i>Encarsia formosa</i>	7 Tage	Mortalität, Parasitierung
	<i>Trichogramma cacoeciae</i>	7 Tage	Parasitierung
	<i>Drino inconspicua</i>	7 Tage	Mortalität, Parasitierung
	<i>Phygadeuon trichops</i>	ca. 25 Tage	Parasitierung
<b>Blattbewohnende Räuber</b>	<i>Typhlodromus pyri</i>	14 Tage	Mortalität, Reproduktion
	<i>Phytoseiulus persimilis</i>	8 Tage	Mortalität, Reproduktion
	<i>Chrysoperla carnea</i>	3-4 Wochen	Mortalität, Reproduktion
	<i>Coccinella septempunctata</i>	2-4 Wochen	Mortalität, Reproduktion
	<i>Episyrphus balteatus</i>	2-3 Wochen	Mortalität, Reproduktion
	<i>Syrphus corollae</i>	ca. 10 Tage	Mortalität, Reproduktion
<b>Bodenbewohnende Räuber</b>	<i>Aleochara bilineata</i>	ca. 4 Wochen	Reproduktion
	<i>Pardosa spec.</i>	14 Tage	Mortalität, Futteraufnahme, Verhalten
	<i>Poecilus cupreus</i>	14 Tage	Mortalität, Futteraufnahme
<b>Bodenbewohnende Destruenten</b>	<i>Folsomia candida</i>	4 Wochen	Mortalität, Reproduktion

Tab. 6-2: Vorkommen der Test-Spezies in den ruderalen Glatthaferwiesen nach eigener Untersuchung und Angaben aus der Literatur (AF = Aufnahme­fläche)

Vorkommen/ Lebensweise	Spezies	Wahrscheinlich- keit des Vor- kommens	Präsenz der Arten innerhalb der 60 AF
<b>Blattbewohnende Parasitoide</b>	<b>Aphidius rhopalosiphi</b>	hoch	keine Aufnahme
	<i>Encarsia formosa</i>	unklar	keine Aufnahme
	<i>Trichogramma cacoeciae</i>	unklar	keine Aufnahme
	<i>Drino inconspicua</i>	gering	keine Aufnahme
	<i>Phygadeuon trichops</i>	unklar	keine Aufnahme
<b>Blattbewohnende Räuber</b>	<b>Typhlodromus pyri</b>	gering	keine Aufnahme
	<i>Phytoseiulus persimilis</i>	gering	keine Aufnahme
	<i>Chrysoperla carnea</i>	hoch	keine Aufnahme
	<i>Coccinella septempunctata</i>	typisch	87 %
	<i>Episyrphus balteatus</i>	typisch	87 %
	<i>Syrphus corollae</i>	typisch	47 %
<b>Bodenbewohnende Räuber</b>	<i>Aleochara bilineata</i>	gering	keine Aufnahme
	<i>Pardosa spec.</i>	diverse	<i>P. pullata</i> 87 %
		Lycosiden	<i>P. palustris</i> 63 %
	<i>Poecilus cupreus</i>	typisch	58 %
<b>Bodenbewohnende Destruenten</b>	<i>Folsomia candida</i>	selten	ca. 1%

Bis auf den bodenbewohnenden Destruenten *Folsomia candida* (Collembole) treten die anderen fünf Testspezies regelmäßig, z.T. in sehr hohen Stetigkeiten in den ruderalen Glatthaferwiesen auf (vgl. Tab. 6-2). Diese Arten können demnach aufgrund ihrer hohen Präsenz als repräsentativ für die "grasigen- und krautigen Feldraine" gewertet werden. Bei der Testspezies *Pardosa spec.* ist darauf hinzuweisen, dass in den ruderalen Glatthaferwiesen der Feldraine mehrere Arten der Gattung *Pardosa* nachgewiesen wurden, die sich alle unterschiedlich verteilen.

So ist *Pardosa pullata* als eine der euryöken Spinnenarten als Begleiter eingestuft worden, wohingegen *Pardosa palustris* im Schwerpunkt das mesophile Grünland (u.a. Glatthaferwiesen) besiedelt. Innerhalb der ruderalen Glatthaferwiesen ist ein deutlicher Abfall der Individuenzahlen dieser Araneenart gegenüber den Glatthaferwiesen festgestellt worden (vgl. Kap. 4.2.1.4). Neben diesen beiden *Pardosa*-Arten sind auch *Pardosa prativaga* (Grünlandgruppe des Flachlandes, Ruderalisierungs-Zeiger), *Pardosa riparia* (basen-kalkreiche Standorte, südliche Verbreitung) und *Pardosa lugubris* (Waldrand-Art) als grundlegende Arten für

die Feldraine aufzulisten. Die Syrphide *Episyrphus balteatus* und der Coccinellide *Coccinella septempunctata* wurden aufgrund ihres euryöken Verbreitungsmusters als Begleiter beurteilt, der Carabide *Poecilus cupreus* als eine typische Art der Glatthaferwiesen mit überregionalem Vorkommen. Eine im Grünland weit verbreitete Syrphidenart ist *Syrphus corollae* (= *Eupeodes corollae*), die als ein grundlegender Zeiger des Blütenangebotes der Feldraine angesehen wird.

Das Vorkommen der beiden wichtigsten Testspezies, *Typhlodromus pyri* und *Aphidius rhopalosiphi* in den ruderalen Glatthaferwiesen ist unterschiedlich zu werten. Als typischer Bewohner von Laubgehölzen kann das Auftreten der Raubmilbe (*Gamasina*) *Typhlodromus pyri* in Wiesengesellschaften höchsten als sporadisch eingestuft werden. Die als solitärer Endoparasit an Blattläusen lebende Erzwespe (*Braconidae*) *Aphidius rhopalosiphi* ernährt sich als Imago von Blütennektar, wobei die Gruppe der *Aphidiiden* weiße *Apiaceen* und *Asteraceen* präferiert. Mit der Wiesen-Schafgarbe (*Achillea millefolium*) ist in den ruderalen Glatthaferwiesen eine weiße *Asteracee* als potentielle Blütenpflanze für die *Aphidiiden* mit einer Stetigkeit von 60 bis 80% vorhanden. Als blütenbesuchende Insektengruppe ist daher mit dem Vorkommen der Erzwespen in den ruderalen Glatthaferwiesen der Feldraine zu rechnen. (ALFORD 1987, MOLTHAN & RUPPERT 1988, FORTMANN 2000).

**Fazit:** Die üblichen Testverfahren nutzen einige typische und repräsentative Arten der Lebensgemeinschaft der ruderalen Glatthaferwiesen von Feldrainen. Die Biodiversität der Biozönose (= Varianz der Ausbildungen) wird dagegen durch die Testarten nicht ausreichend abgebildet.

### 6.1.2 Bedeutung der Testarten für die Funktionalität der Biozönose

Der Verlust einzelner Arten aus Biozönosen muss nicht unbedingt zu einer erheblichen Beeinträchtigung der Lebensgemeinschaft führen. Umgekehrt gilt natürlich ebenso, dass man grundsätzlich nicht von der Empfindlichkeit einer einzelnen Art (z.B. einer Testspezies) auf die Empfindlichkeit der Biozönose schließen kann. Schlüsselarten sind "Arten, die in einer Lebensgemeinschaft eine wichtige Funktion haben. Durch ihr Wegfallen würde sich das System (Biozönose, Ökosystem) stark verändern" (SCHAEFER 1992). Im Einzelnen ist es sehr schwierig zu klären, welche Arten im Sinne der Definition konkret als Schlüsselarten zu werten sind. Anschließende Untersuchungen u.a. zu Nahrungsketten wären notwendig um diese Frage nach der biozöologischen Klassifikation weiter zu klären. Nachfolgende Arten können trotz einiger Einschränkungen als Schlüsselarten beurteilt werden:

Blütenbesucher-Gemeinschaft: Als Pollenüberträger übernehmen die Schwebfliegen und vor allem die Hymenopteren eine wichtige Funktion innerhalb der Biozönose der Glatthaferwiese. Die Testspezies *Episyrphus balteatus*, *Syrphus corollae* sowie die blattbewohnenden Parasitoiden (u.a. *Aphidius rhopalosiphi*) gehören der Blütenbesucher-Gemeinschaft von Glatthaferwiesen in den Feldrainen an. In der Funktion als Pollenüberträger wird die Bedeutung von *Aphidius rhopalosiphi* als sehr gering eingestuft. Die Test-Schwebfliegen besitzen dagegen in den Feldrainen eine hohe Bedeutung als Pollenüberträger, diese Funktion wird allerdings von den sozialen Hymenopteren übertroffen (vgl. RÖDER 1990).

Bodenbewohnende Räuber und Destruenten: Tierarten mit hohem Vermehrungspotential an der Basis der Nahrungskette oder Räuber, die durch ihre Fresstätigkeit die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft beeinflussen sind nach SCHAEFER (1992) als Schlüsselarten einzustufen. Die Wolfsspinnen und auch der Carabide *Poecilus cupreus* können aufgrund ihrer z.T. hohen Individuendichten als Schlüsselarten für die untersuchte Biozönose bewertet werden. Durch den Verlust bzw. den deutlichen Rückgang der Individuendichten zentraler Wiesen-Arten verändert sich zudem deutlich die Artenzusammensetzung. Dies konnte an dem Rückgang von *Pardosa palustris* gezeigt werden, die in den Glatthaferwiesen als dominante Art auftritt, dagegen in den ruderalen Glatthaferwiesen der Feldraine ein eher sporadisches Vorkommen zeigt.

Der Test-*Collembola Folsomia candida* kann aufgrund seines sehr geringen Auftretens in den Glatthaferwiesen keine Schlüsselfunktion einnehmen. Es konnten aber eine Reihe von hochsteten *Collembolen*-Arten in den Feldrainen nachgewiesen werden, denen man eine Schlüsselfunktion zusprechen muss (u.a. *Parisotoma notabilis*, *Lepidocyrtus lanuginosus*, *Sminthurinus aureus*)

Als weitere, durch die Testverfahren nicht berücksichtigte Arten(gruppen) sind vor allem zu nennen:

Glatthafer (*Arrhenatherum elatius*): Der Glatthafer wirkt aufgrund seiner Lebensraumgestaltenden Funktion in zweierlei Hinsicht auf die Biozönose. Zum einen führt der Verlust bzw. die Beeinträchtigung des Obergrases Glatthafer zu einer grundlegenden Veränderung der Struktur der Glatthaferwiese und damit zu einer Systemveränderung. Aber auch eine Förderung des Glatthafers hin zu Dominanzbeständen ist als eine erheblich negative und nachhaltige Biozönose-Veränderung einzustufen (vgl. Kap. 5.6). In diesem Sinne sind auch andere lebensraumprägende herbizidverträgliche Rhizom- und Wurzelpflanzen wie z.B. die Quecke (*Elymus repens*) oder das Land-Reitgras (*Calamagrostis epigejos*) sowie die Brennesel (*Urtica dioica*) als Schlüsselarten für die ruderalen Glatthaferwiesen einzustufen, d.h. diese Arten werden durch den Einsatz der Pflanzenschutzmittel höchstwahrscheinlich gefördert und dadurch eine Veränderung der Vegetations-Struktur der Nichtzielflächen ausgelöst. Trotz seiner Schlüsselfunktion ist der Glatthafer (ebenso wie Quecke und Land-Reitgras) nicht als Testspezies geeignet (vgl. Kap. 6.2.1), aber für die Entwicklung komplexer Mehrartensysteme entscheidend.

Blütenpflanzen: Die Blütenpflanzen besitzen eine zentrale Funktion für die Blütenbesucher-Gemeinschaft. Das Verschwinden von Blütenpflanzen führt zu einer Beeinträchtigung z.T. auch zum Aussterben von ihnen abhängigen Arten. Die Blütenpflanzen besitzen daher eine Schlüsselfunktion für die Glatthaferwiesen. Eine Reihenfolge der hierbei wichtigsten Blütenpflanzen aufzustellen ist nur bedingt möglich. Für die Schwebfliegen sind aber vor allem Arten wie der Bärenklau, Wiesenkerbel, Ackerkratzdistel, Wiesen-Flockenblume und die Hahnenfuß-Arten entscheidend. Aufgrund des Nachweises einiger oligolektischer Hymenopteren sind auch die Wicken-Arten, Glockenblumen und die Wiesen-Witwenblume als Blütenpflanzen zu nennen, deren Verlust Konsequenzen für die Lebensgemeinschaft hat.

**Fazit:** Die Funktion der beiden Haupt - Testspezies *Typhlodromus pyri* und *Aphidius rhopalosiphii* ist hauptsächlich in ihrer antagonistischen Wirkung auf Schädlinge (Obstbaumspinnmilbe, Blattläuse) zu sehen. Für die untersuchte Biozönose ist diese Funktion, wenn überhaupt, nur von sehr untergeordneter Bedeutung.

Durch die Testverfahren werden einige Schlüsselarten berücksichtigt. Die entscheidende Störung der Systeme, die zu grundlegenden strukturellen Veränderung der Biozönose führt und hierdurch eine erheblich negative Wirkung auf die Arthropodenfauna zeigt, bleibt mittels der aktuellen Prüfpraxis unberücksichtigt.

### **6.1.3 Autökologie der Testarten und ihre Bedeutung für die Gesamtzönose**

Die Sensitivität der Testspezies kann und sollte im Rahmen der vorliegenden Studie nicht direkt beurteilt werden. Aus den vorliegenden biozöologischen Ergebnissen können aber indirekt Empfindlichkeiten abgeleitet werden. Als wesentliche Grundgedanken gelten hierbei:

1. euryöke und in den ruderalen Glatthaferwiesen der Feldraine hochstete sowie dominante Arten besitzen vermutlich keine hohe Sensitivität gegenüber den Einflüssen von Pflanzenschutzmitteln
2. für die ruderalen Glatthaferwiesen typische bzw. spezialisiertere Arten, die in den untersuchten Feldrainen nicht bzw. nur sporadisch nachgewiesen wurden, wird grundsätzlich eine höhere Sensitivität vermutet. Hierbei ist das Augenmerk hauptsächlich auf die Arten zu richten, die nicht aufgrund anderer Standortbedingungen in ihrem Vorkommen behindert werden (= Differenz zwischen Sollwert-Vorstellung und tatsächlichem Auftreten der Arten)

Eine sehr große Abweichung zwischen der in diesem Projekt gewonnenen Sollwert-Vorstellung (=Leitbild, Typusebene) und tatsächlicher Ausprägung der Biozönose zeigt die Blütenbesucher-Gemeinschaft. Die Arten der Blütenbesucher-Gemeinschaft werden auf zweierlei Art und Weise beeinträchtigt:

1. indirekt durch die Veränderung der Biozönose-Struktur und die geringe Strukturvielfalt in den Agrarlandschaften (Biotoptypen-Komplex); auch Herbizide

2. vermutlich direkt durch den Einsatz von Pestiziden (Insektizide).

Mit Hilfe von Prüfungen an den Testspezies *Aphidius rhopalosiphi* sowie den beiden Schwebfliegen *Episyrphus balteatus* und *Syrphus corollae* können Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf die Blütenbesucher-Gemeinschaft der ruderalen Glatthaferwiesen beurteilt werden. *Episyrphus balteatus* ist in den Agrargebieten die dominierende Art (vgl. auch RASKIN 1994, COWGILL et. al 1993, SSYMANK 2001) und zählt aufgrund hoher Ei-produktion, schneller Ei- und Larvalentwicklung in Mitteleuropa zu den wirkungsvollsten Aphidenräubern (GEUSEN-PFEISTER 1987, COWGILL et. al 1993, RASKIN 1994). Insgesamt handelt es sich bei *Episyrphus balteatus* um ein sehr ubiquitäre (= Begleiter) Schwebfliegenart, der man die höchste Widerstandsfähigkeit gegenüber Insektiziden nachsagt (vgl. RÖDER 1990). Dies unterstützt den eingangs formulierten Gedanken, dass euryöke Arten grundsätzlich die geringste Sensitivität gegenüber Pestiziden aufweisen. Zudem sind nach Auffassung von RÖDER (1990) weniger die adulten Schwebfliegen, sondern vielmehr die Larven, hier hauptsächlich die Junglarven, empfindlich gegenüber Insektiziden. RASKIN (1994) wunderte die sehr geringe Präsenz von Larven der zweiten Testspezies *Metasyrphus corollae* in Getreidefeldern, bei gleichzeitig hohem Auftreten der adulten Schwebfliege in den Randstreifen und bei gleichzeitig hohem Anteil an Larven von *Episyrphus balteatus*. Dies lässt vermuten, dass auch die Larven unterschiedliche Empfindlichkeiten aufweisen. Diese Ergebnisse decken sich auch mit den vorliegenden Daten, denn es wurde angemerkt, dass auf blütenreichen Rainen in isolierter Lage kaum Blütenbesucher auftreten und Arten wie u.a. *Metasyrphus corollae* eher ein sporadisches Vorkommen zeigen. Hieraus ist insgesamt abzuleiten, dass die meisten Blütenbesucher die Raine sekundär, durch Einwanderung besiedeln und sich trotz guter Grundbedingungen dort nicht entwickeln können. Auch die Hymenopteren belegen diese Einschätzung, da selbst unter sehr guten Bedingungen für Hymenopteren in den Nichtzielflächen teilweise die häufigsten Arten Deutschlands fehlen. Als bemerkenswert wird zudem das z.T. extrem sporadische Auftreten der Tagfalter (Beibeobachtungen) auf den Nichtzielflächen eingestuft. Die Differenz zwischen der Sollwert-Vorstellung und tatsächlicher Ausprägung der Lebensgemeinschaft wird gerade bei der Blütenbesucher-Gemeinschaft als erheblich eingestuft.

Bei den beiden Test-Schwebfliegen wird die Mortalität sowie Reproduktion der adulten Tiere als Endpunkt des Testsystems festgelegt (siehe Tab. 6-1). Da hierdurch nicht die sensitiven Stadien berücksichtigt werden (etc. Larven) (vgl. u.a. RÖDER 1990), können hieraus kaum

Rückschlüsse auf die Wirkung von Pflanzenschutzmitteln auf die Blütenbesucher-Gemeinschaft prospektiv abgeleitet werden.

Die Testart *Aphidius rhopalosiphi* unterscheidet sich als typische Pionierart (kurze Lebensdauer des Imago, hohe Produktionsrate, r-Strategie) aus ökologischer Sicht grundlegend von allen anderen Arten der Blütenbesucher-Gemeinschaft, die dagegen eine lange Lebensdauer aufweisen (z.B. Brutpflege bei Hymenopteren, K-Strategen). Zudem handelt es sich bei den Erzwespen (Braconidae) um sehr kleine, kompakte Arten mit überwiegend geringer Behaarung. Bienen, Hummeln, Schmetterlinge (Raupen) sowie einige Schwebfliegen etc. besitzen im Gegensatz dazu oftmals eine dichte Behaarung (evtl. höheres Adsorptionsvermögen). Des Weiteren sind auch die Jungstadien der Hymenopteren sowie der Schwebfliegen (ebenso der Schmetterlinge) einer wesentlich höheren direkten Belastung ausgesetzt als die adulten Tiere, da diese sehr mobilen Arten aktiv den Pestizid-Behandlungen ausweichen können.

Ein Abgleich der Empfindlichkeit der Testspezies mit den "vielschichtigen ökologischen Verhaltensmustern" der Vertreter der Blütenbesucher-Gemeinschaften wird daher als erforderlich eingestuft. Als ein wesentlicher Aspekt wird hierbei auch die Langzeit-Wirkung beurteilt, da es sich bei den bevorzugten Testarten (*Aphidius rhopalosiphi*, *Typhlodromus pyri*) um Pionierarten handelt, die in Bezug auf ökologische Verhaltensmuster, Wiederbesiedlung von Lebensräumen etc. anders zu beurteilen sind, als die (relativ) langlebigen Arten (= andere Lebensstrategien) der Blütenbesucher-Gemeinschaft.

Das Verteilungsmuster der Carabiden im Vergleich Referenzfläche und Feldrain zeigt zudem, das auch die Reproduktionsstrategien Auswirkungen auf die Artenzusammensetzung nach sich ziehen. So treten von den Wiesenarten i.w.S. die Herbstbrüter der Carabide (*Pterostichus melanarius*, *Pseudoophonus rufipes*, *Calathus fuscipes* etc.) im Durchschnitt auf den Feldrainen in höheren Individuendichten auf, als auf der Referenzfläche wo die Frühjahrsbrüter die Dominanzverhältnisse bestimmen. Die Spinnen weisen sehr unterschiedliche Aktivitätstypen auf (vgl. PLATEN et. al 1991) auf und schützen die Jungstadien i.d.R. mittels der Ausbildung von Kokons. Es liegt nahe dies als eine Ursache dafür anzusehen, dass die Spinnen insgesamt in der Agrarlandschaft eine geringere Beeinträchtigung durch Pestizide vermuten lassen, als solche Artengruppen, deren Jungstadien deutlich ungeschützter negativen Umweltbelastungen ausgesetzt sind. So wird von MAAS et al. (2002) als eine Gefährdungsursache für Heuschrecken, deren Larven (1 Stadium) wenig mobil und ungeschützt negativen Umwelteinflüssen ausgesetzt sind, der Pestizideinsatz benannt.

**Fazit:** Dass Pionierarten aufgrund geringer Lebensdauer bei gleichzeitig hohen Reproduktionsraten aus Gründen der Praktikabilität als günstige Testarten eingestuft werden, ist nachvollziehbar und im Rahmen erster Risikoeinschätzungen sinnvoll. Da in den stabileren Systemen der Feldraine Pionierarten nur eine sehr untergeordnete Rolle spielen, bleibt zu klären, wie die grundlegend verschiedenen Lebensstrategien der in den stabileren Biozönosen vorkommenden Arten im Vergleich zu den Haupt-Testarten zu beurteilen sind. Im Rahmen der biozöologisch angelegten Studie konnte nur kurz auf die Vielfalt an Lebens- und Reproduktionsstrategien verwiesen werden. Insgesamt wird ein Zusammenhang zwischen dem Einsatz von Pflanzenschutzmitteln und den Jungstadien der unterschiedlichen Tiergruppen vermutet. Zudem sind Pionierarten bzw. Pioniersysteme (Zielflächen) in Hinblick auf Langzeit-Wirkungen und der Frage der Wiederbesiedlung im Gegensatz zu den stabileren Biozönosen (Raine) komplett unterschiedlich zu beurteilen.

## **6.2 Testanforderungen die sich aus der Biozönosestruktur ergeben**

### **6.2.1 Relevante Arten zur Entwicklung von einfachen Testsystemen**

Aufgrund der Unterschiede zwischen Sollwert-Vorstellungen (Typusebene) und der realen biozöologischen Ausprägung der untersuchten Nichtzielflächen werden folgende Arten grundsätzlich als potentiell sensitiv gegenüber Pflanzenschutzmitteln angesehen. Da es sich hierbei um eine indirekte Ableitung handelt, bleibt dies durch entsprechende Laboranalysen zu prüfen. Praktische Fragen wie: lassen sich die Spezies im Labor züchten und sind die Ergebnisse reproduzierbar, bleiben zuerst einmal unberücksichtigt. Durch Einzeltestverfahren, wobei auf Reproduktions- und sonstige Lebensstrategien zu achten ist, könnte ein Abgleich der Empfindlichkeit zwischen den Haupt-Testspezies und den nachfolgend aufgelisteten Arten erfolgen. Für die Ermittlung von Sicherheitsfaktoren bzw. sonstig modifizierten Testsystemen wird ein Vergleich der Empfindlichkeiten als notwendig erachtet. Die Varianz der Biozönose selbst sowie unterschiedliche Lebensstrategien werden über diese Liste an potentiell sensitiven Arten berücksichtigt:

**Dicotyledone Pflanzen:** *Achillea millefolium*, *Knautia arvensis*, *Senecio jacobea*, *Senecio erucifolius*, *Ranunculus acris*, *Ranunculus bulbosus*, *Vicia*-Arten, *Campanula*-Arten, *Melilotus*-Arten, *Galium mollugo*, *Crepis biennis*, *Tragopogon pratensis*, *Cerastium holosteoides*, *Centaurea jacea*, *Centaurea scabiosa*, *Scabiosa columbaria*, *Artemisia vulgaris*, *Tanacetum vulgare*, *Rumex acetosa*, *Lotus corniculatus*, *Medicago lupulina*, *Leucanthemum vulgare*, *Daucus carota*, *Dianthus deltoides*, *Armeria elongata*, *Salvia pratensis*

**Monocytelodone Pflanzen:** *Festuca pratensis*

**Araneen:** *Pardosa palustris*, *Enoplognatha thoracica*, *Tiso vagans*, *Alopecosa cuneata*, *Xysticus kochii*, *Phrurolithus minimus*, *Pardosa riparia*, *Agroeca cuprea*

**Carabiden:** *Poecilus versicolor*, *Brachinus crepitans*, *Pterostichus madidus*

**Saltatorien:** *Chorthippus apricarius*, *Metrioptera bicolor*; evtl. *Omocestus versicolor*, *Chorthippus albomarginatus*, *Chorthippus dorsatus*

**Collembolen:** *Lepidocyrtus cyaneus*

**Syrphiden:** *Chrysotoxum verralli*, *Platycheirus albimanus*, *Metasyrphus corollae* (nur Larven), *Syrphus ribesii*, *Scaeva pyrastris*, *Sphaerophoria taeniata*, *Syrphus vitripennis*, *Pipizella zeneggenensis*, *Pipizella divicoi*

**Hymenopteren:** *Lasioglossum laticeps*, *Lasioglossum calceatum*, *Andrena flavipes*, *Andrena cineraria*, *Bombus humilis*, *Sphecodes rufiventris*

Bei den bodenbewohnenden Räubern und Destruenten weicht die Sollwert-Vorstellung von der Realität (Ist-Wert) in einem geringeren Umfang ab als bei der Blütenbesucher-Gemeinschaft bzw. der Vegetation. Diese Aussage unterliegt bestimmten Einschränkungen, da keine konkreten Sollwert-Vorstellungen von Glatthaferwiesen und ruderalen Glatthaferwiesen im Flachland zoologisch (vor allem bei *Collembolen*) vorliegen. Der Vergleich reiner Artenzahlen (vgl. u.a. LINK & HARRACH 1998, BARTHEL 1997) wird insgesamt als wenig aussagekräftig eingestuft, überregionale und standortökologische Verhältnisse (z.B. Kalkgebiet, Sandgebiet) müssen bei einer Bewertung berücksichtigt werden (vgl. Kap. 5.7 Sollwert-Vorstellung).

Die vorliegende Untersuchung zeigte, dass bei den aufgenommenen Tiergruppen in dem untersuchten Kalkgebiet, aber vor allem auch in dem untersuchten Sandgebiet noch eine Reihe an Kalk- bzw. Sandarten regelmäßig auftreten. Eine Nivellierung der zoologischen Artenzusammensetzungen (vor allem der Carabiden und Araneen) ist daher im Vergleich zur Vegetation bzw. zur Blütenbesucher-Gemeinschaft deutlich geringer. Insgesamt weist das Kalkgebiet in Bezug auf alle Gruppen die geringsten Störungen (= Nivellierung, Monotonisierung) auf. Der Ausfall eines Großteils der mesophilen Grünlandgruppe (*Poecilus versicolor*-Artengruppe) innerhalb des Lössgebietes (z.T. auch innerhalb des Kalkgebietes) kann primär nicht auf den Einsatz von Pflanzenschutzmittel zurückgeführt werden, da diese Arten in dem Agrargebiet auf Sand noch gut vertreten sind. Aus einem Vergleich der Leipziger

Referenzfläche mit den ruderalen Glatthaferwiesen der Feldraine auf Sandböden, lassen sich jedoch einige "Unstimmigkeiten" ableiten. Typische Wiesenarten der mesophilen sowie mageren Grünlandgruppen wie die Spinnen *Enoplognatha thoracica*, *Tiso vagans*, *Pardosa palustris*, *Alopecosa cuneata*, *Xysticus kochii*, der Laufkäfer *Poecilus versicolor*, die Heuschrecken *Omocestus versicolor*, *Chorthippus albomarginatus*, *Chorthippus dorsatus*, *Metrioptera bicolor* sowie der als Begleiter eingestufte Collembole *Lepidocyrtus cyaneus* weisen im Vergleich zu den Feldrainen in der Referenzfläche z.T. deutlich höhere Stetigkeiten und/oder Individuenzahlen auf. Ein erheblicher Rückgang in der Individuenzahl ist bei *Pardosa palustris* festzustellen (vgl. Tab. A2, mG- *Pardosa palustris*). Ein direkter Zusammenhang zwischen Einsatz von Pflanzenschutzmitteln und dem Rückgang bzw. Ausfall einiger Wiesenarten i.w.S. der Referenzfläche im Vergleich zu den "grasigen und krautigen Feldrainen" kann nicht hergestellt werden. Andererseits bleibt unklar, warum diese Arten sich stark rückläufig verhalten. Negative Wirkungen von Pestiziden können daher nicht ausgeschlossen werden.

In Hinblick auf die Testspezies kann aus den eigenen Daten abgeleitet werden, dass *Poecilus versicolor* eine Abnahme von Referenzfläche zu Feldrain erkennen lässt, wohingegen *Poecilus cupreus* das umgekehrte Verhalten zeigt. Bemerkenswert ist zudem die deutliche Abnahme von *Pardosa palustris* in den Feldrainen bei gleichzeitiger Zunahme von *Pardosa prativaga*. Worauf im einzelnen diese Dominanzverschiebungen zurückzuführen sind, kann nicht beurteilt sondern nur festgestellt werden. Aufgrund dieses Verteilungsmuster liegt aber die Vermutung nahe, dass die hauptsächlich in den Wiesen außerhalb der Agrargebiete vorkommenden Arten (*Poecilus versicolor*, *Pardosa palustris*) sensibler gegenüber Pflanzenschutzmitteln sein könnten, als die Testarten. Dies wäre zuerst einmal mittels entsprechender Testverfahren zu klären.

### **6.2.2 Aspekte zur Entwicklung von höherwertigen Testsystemen**

Wie bereits mehrfach formuliert, wird es als sehr problematisch eingestuft, von der Empfindlichkeit einzelner Arten auf die Sensitivität der gesamten Biozönose zu schließen. Die Biozönose unterliegt grundsätzlich anderen Regelmechanismen als die einzelnen Arten innerhalb der Biozönose, welche i.d.R. den Lebensraum nur als Teilhabitat nutzen. Von allen nachgewiesenen Arten zeigt nur die Heuschrecke *Chorthippus apricarius* eine nahezu ausschließliche Bindung an den Lebensraum ruderaler Glatthaferwiese in der Agrarlandschaft.

Von einigen Autoren werden die indirekten Wirkungen auf die Fauna durch Veränderung der Vegetations-Struktur, insbesondere durch den Einsatz von Herbiziden, als wichtiger einge-

stuft als die direkten Einflüsse durch andere Pestizide (EDWARDS & STAFFORD 1979, KÖRNER 1990, LYS & NENTWIG 1992 u.a.). Im Rahmen der vorliegenden Studie wurde aufgezeigt, dass sich Veränderungen der Vegetations-Struktur hin zu artenarmen Dominanzbeständen erheblich negativ auf die Fauna der Lebensgemeinschaft auswirken. Aus vielen Agrargebieten Deutschlands sind derartige Gras-Dominanzbestände beschrieben worden (vgl. u.a. LAUBMANN 1998, LINK 1998, SSYMANK 2001, DUNKER et al. 2002). Es wird auch von einigen Vegetationsökologen die Auffassung vertreten, dass seit 1950 die agrarchemischen Maßnahmen zu schwerwiegenden Veränderungen der Flora in den Agrargebieten geführt haben und eine Zunahme herbizidverträglicher Nitrophilen, Rhizom- und Wurzelunkräuter festzustellen ist (vgl. hierzu GLAVAC 1996). Diese Tendenzen können auch durch die eigenen Daten bestätigt werden, wobei die einzelnen Agrargebiete unterschiedlich zu beurteilen sind. Die relativ hohen Artenzahlen, die in den Agrargebieten z.T. noch festgestellt werden (vgl. u.a. LINK & HARRACH 1998) täuschen bei der Betrachtung der reinen Artenzahlen darüber hinweg, dass die Pflanzenarten vor allem in den stabileren Systemen der Raine eher ein sporadisches Auftreten zeigen (vgl. Kap. 4.2) und oftmals nur noch als Einzelexemplare vorliegen. Zudem verhindern bislang noch extremere standortökologische Bedingungen in den Agrarlandschaften (z.B. Kalkstandorte in Würzburg) eine schnellere Zunahme der Dominanzbestände.

Inwieweit der Einsatz von Herbiziden die Ausbildung von Dominanzbeständen in der Agrarlandschaft fördert, wird in der Literatur unterschiedlich beurteilt (vgl. MARRS et al. 1989, DUNKER et al. 2002). Ein grundsätzliches Problem wird darin gesehen, dass die Entwicklung von Dominanzbeständen als ein Langzeit-Prozess einzustufen ist, der durch eine zweijährige Studie nicht zu klären ist (vgl. DUNKER et al. 2002). Aber gerade die Tatsache, dass in der Agrarlandschaft Quecken- und Glatthaferdominanzbestände das Bild der unbewirtschafteten Flächen prägen (in Lössgebieten bereits dominierende Vegetationseinheit), weist darauf hin, dass neben Eutrophierungen der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln Dominanzbestände fördert. Eine Klärung der Frage, ob und inwieweit der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln Dominanzbestände fördert, wird als wesentlich eingestuft. Daher sind weitergehende Untersuchungen von Dominanzbeständen in der Agrarlandschaft notwendig. Gleichzeitig sind terrestrische Modellökosysteme zu entwickeln, die das Konkurrenzverhalten zwischen den dominanten Arten der Bestände und den übrigen Blütenpflanzen adäquat abbilden.

**Fazit:** Mittels der aktuellen Testverfahren kann nicht ausgeschlossen werden, dass Pflanzenschutzmittel an der Entwicklung von Dominanzbeständen einen Anteil besitzen. Entsprechende Testverfahren (höherwertige Prüfverfahren) sind so zu konzipieren, dass mittels der höherwertigen Testsysteme eine Beteiligung der Pflanzenschutzmittel an der Ausbildung von Gras-Dominanzbeständen weitgehend ausgeschlossen werden kann.

## 7. Literatur:

- ALDERWEIRELDT, M. (1989): An ecological analysis of the spider fauna (Araneae) occurring in maize fields, Italien ryergrass fields and their edge zones, by means of different multivariate techniques. – Agric. Ecosyst. & Environ. 27
- ALFORD, D.A.(1987): Farbatlas der Obstschädlinge. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart
- AMIET, F., HERRMANN, M., MÜLLER, A., NEUMEYER, R. (2001): Apidae 3. Fauna Helvetica 6: 1-208.
- AMIET, F., MÜLLER, A., NEUMEYER, R. (1999): Apidae 2. Fauna Helvetica 4: 1-219.
- BARKMANN, J.J. (1989): Fidelity and character-species, a critical evaluation. - Vegetatio 85: 105-116 (Dordrecht)
- BARRETT, K.L., GRANDY, N., HARRISON, E.G., HASSAN, S.A. & OOMEN, P.A. (1994): Guidance document on regulatory testing procedures for pesticides with non-target Arthropods. - Workshop ESCORT Wageningen 28-30 March 1994, SETAC (Ed.)
- BARTHEL, J (1997): Einfluss von Nutzungsmuster und Habitatkonfiguration auf die Spinnenfauna der Krautschicht (Araneae) in einer süddeutschen Agrarlandschaft, Agrarökologie 25.
- BAYERISCHES GEOLOGISCHES VERMESSUNGSAMT (1978): Geologische Karte von Bayern 1:25000. Blatt 6024 Karlstadt
- BAYERISCHES GEOLOGISCHES VERMESSUNGSAMT (1978): Geologische Karte von Bayern 1:25000. Blatt 6124 Remlingen
- BAYERISCHES LANDESVERMESSUNGSAMT MÜNCHEN (1997): Topographische Karte 1:25000. Blatt 6024 Karlstadt
- BAYERISCHES LANDESVERMESSUNGSAMT MÜNCHEN (1997): Topographische Karte 1:25000. Blatt 6124 Remlingen
- BAYERISCHES LANDESVERMESSUNGSAMT MÜNCHEN (1998): Topographische Karte 1:25000. Blatt 6123 Markttheidenfeld
- BECKER, J. (1970): Art und Ursache der Habitatbindung von Bodenarthropoden (Carabidae, Coleoptera; Diplopoda, Isopoda) xerothermer Standorte in der Eifel. - Beiträge Landespflege Rhld.-Pfalz (Oppenheim), Beiheft 4: 89-140
- BECKER, J. (1977): Die Trockenrasenfauna des Naturschutzgebietes Stolzenburg (Nord-eifel). - Decheniana (Bonn) 130: 101-113
- BEGON, M., HARPER, J.L. & TOWNSEND, C.R. (1990): Ecology – Individuals, Populations, Communities. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 2nd ed.
- BELLINGER, P.F., CHRISTIANSEN, K.A. & JANSSENS, F. (1996-2003): Checklist of the Collembola of the World. <http://www.collembola.org>
- BELLMANN, H. (1995): Heuschrecken: beobachten, bestimmen. - Melsungen: 216 S. (Neumann-Neudamm)
- BERGMEIER, E., HÄRDITZ, W., MIERWALD, U., NOWAK, B. u. PEPPLER, C. (1991): Vorschläge zur syntaxonomischen Arbeitsweise in der Pflanzensoziologie. - Kieler Notizen 20 (4): 92-103
- BITSCH, J., BARBIER, Y., GAYUBO, S.F., SCHMIDT, K., OHL, M. (1997): Hymenopteres Specidae d'Europe Occidentale 2. Faune de France 82: 1-429.

- BITSCH, J., DOLLFUSS, H., BOUCEK, Z., SCHMIDT, K., SCHMID-EGGER, C., GAYUBO, S.F., ANTROPOV, A.V., BARBIER, Y. (2001): Hymenopteres Specidae d'Europe Occidentale 3. Faune de France 86: 1-459.
- BITSCH, J., LECLERCQ, J. (1993): Hymenopteres Specidae d'Europe Occidentale 1. Faune de France 79: 1-325.
- BLAB, J. (1993): Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere. - 4. Aufl., Schriftenreihe f. Landschaftspf. u. Naturschutz. H. 24, Kilda Verlag
- BLÖSCH, M. (2000): Die Grabwespen Deutschlands. Lebensweise, Verhalten, Verbreitung. Die Tierwelt Deutschlands. 71. Goecke & Evers Keltern: 480pp.
- BÖHMER, J., KAPPUS, B. (1996): Ökologische Bewertung von Fließgewässern in der Europäischen Union und anderen Ländern. Literaturstudie im Auftrag der LfU Baden-Württemberg, Hohenheim.
- BORNHOLDT, G., BRENNER, U., HAMM, S., KRESS, J.-C. & MALTEN, A. (1997): Zoologische Untersuchungen zur Grünlandpflege am Beispiel der Borstgrasrasen und Goldhaferwiesen in der Hohen Rhön. - Natur und Landschaft 72 Jg. (6): 275-281
- BOTHE, G. (1984): Bestimmungsschlüssel für Schwebfliegen (Dipt., Syrphidae) Deutschlands und der Niederlande. - DJN (Hamburg)
- BRANDES, D. (1988): Die Vegetation gemähter Straßenränder im östlichen Niedersachsen. - Tuexenia 8: 181-194 (Göttingen)
- BRAUN-BLANQUET, J. (1921): Prinzipien einer Systematik der Pflanzengesellschaften auf floristischer Grundlage. - Jb. St. Gallischen Naturwiss. Ges. 57: 305-351
- BRAUN-BLANQUET, J. (1928, 1964): Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. - 1, 3. Aufl., Berlin, Wien, New York (Springer)
- BRECKLING, B., EKSCHEMITT, K., MATHES, K., POETHKE, H.-J., SEITZ, A., WEIDEMANN, G. (1992): Gedanken zur Theorie in der Ökologie. Verhandl. Gesell. Ökol. 21: 1-8
- BRETFELD, G. (1999): Synopses on Palaearctic Collembola. Volume 2: Symphypleona. Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz, Bd. 71: 1-318
- COWGILL, S. E., WRATTEN, S. D., SOTHERTON, N. W. (1993): The selective use of floral resources by the hoverfly *Episyrphus balteatus* (Diptera: Syrphidae) on farmland. *Annals of Applied Biology*, 122, 223 – 231.
- DATHE, H.H., TAEGER, A., BLANK, S.M. (2001): Verzeichnis der Hautflügler Deutschlands. *Entomofauna Germanica* 4. *Entomologische Nachrichten und Berichte Beiheft* 7: 1-178.
- DETZEL, P. (1998): Die Heuschrecken Baden-Württembergs. Stuttgart, Verlag Eugen Ulmer
- DIERSCHKE, H. & VOGEL, A. (1981): Wiesen- und Magerrasen-Gesellschaften des Westharzes. – *Tuexenia* 1. Göttingen
- DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie: Grundlagen und Methoden. - Stuttgart (Ulmer). 683 S.
- DIERSCHKE, H. (1996): Molinio-Arrhenatheretea (E1). Kulturgrasland und verwandte Vegetationstypen. Teil 1: Arrhenatheretalia, Wiesen und Weiden frischer Standorte. - In: DIERSCHKE, H. (Hrsg.): *Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands*, Heft 3. - Selbstverlag der floristischen- soziologischen Arbeitsge. e.V., Göttingen.

- DUNKER, M., R. KITTEL, K. HORNBOSTEL, P. ZWERGER (2002): Vegetation analyses to assess the impact of selected herbicides on non-target plants in field boundaries. *Journal of Plant Diseases and Protection*. Sonderheft XVIII
- EDWARDS, C.A. & STAFFORD, C.J. (1979): Interactions between herbicides and the soil fauna. – *Ann. appl. Biol.* 91
- ELLENBERG (1952): *Wiesen und Weiden und ihre standörtliche Bewertung*. Landwirtschaft.-Pflanzensoz. 2, Ludwigsburg
- ELLENBERG, H. (1983): Konkurrenzgleichgewicht wichtiger Arten. In: DFG (ed.): Ökosystemforschung als Beitrag zur Beurteilung der Umweltwirksamkeit von Chemikalien. Bericht über ein Symposium der Arbeitsgruppe „Umweltwirksamkeit von Chemikalien“ des Senatsausschusses für Umweltforschung der deutschen Forschungsgemeinschaft am 20./21.11.1980 in Würzburg. VCH, Weinheim. 35-38
- ELLENBERG, H. (1986): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht*. 4. Aufl.- Stuttgart: 989 S.
- FINCK, P., HAUKE, U. & SCHRÖDER, E. (1993): Zur Problematik der Formulierung regionaler Landschafts-Leitbilder aus naturschutzfachlicher Sicht. *Natur und Landschaft* 68, 12
- FINNERN, H. (1996): *Bodenkundliche Kartieranleitung*. Bundesanstalten für Geowissenschaften und Rohstoffe und geologische Landesämter (Hrsg.)
- FISCHER, A. (1985). „Ruderales Wiesen“. – Ein Beitrag zur Kenntnis des *Arrhenatherion*-Verbands. *Tuexenia* 5, Göttingen
- FJELLBERG, A. (1998): *The Collembola of Fennoscandia and Denmark*. Part 1: Poduromorpha. *Fauna Entomologica Scandinavica*, 35. Brill, Leiden
- FLATZ, U. (1987): Zur Tagesrhythmik epigäischer Webspinnen (Arachnida, Aranei) einer mesophilen Wiese des Innsbrucker Mittelgebirges (Rinn, 900 m, Nordtirol, Österreich). *Ber. Nat.-med. Verein Innsbruck*, 74.
- FOERSTER, E. (1983): *Pflanzengesellschaften des Grünlandes in Nordrhein-Westfalen*. Schriftenreihe LÖLF NRW 8, Recklinghausen
- FORMIN, A. & ARNDT, U. (1996): Aktuelle Ziele aut- und synökologischer Bioindikation. *Verh.Ges.Ökologie* 26:9-15
- FORTMANN, M. (2000): *Das große Kosmos Buch der Nützlinge*. Franckh-Kosmos Verlag, Stuttgart, 2. Auflage
- FRÄNZLE, O. (1999): Ökosystemare Toxikologie aus der Sicht des Ökologen - In: Markert & Oehlmann (Hrsg): *Ökotoxikologie: ökosystemare Ansätze und Methoden* (Tagungsband der 3. deutschsprachigen SETAC Europe Tagung: 18/19. 5. 1998 in Zittau), *ecomed*, 23-49
- FREUDE, H., HARDE, K.W. & LOHSE, DG.A. (Hrsg.) (1967): *Die Käfer Mitteleuropas*. Band 7 Clavicornia), Krefeld (Goecke & Evers)
- FREUDE, H., HARDE, K.W. & LOHSE, DG.A. (Hrsg.) (1976): *Die Käfer Mitteleuropas*. Band 2 Adephaga (1), Krefeld (Goecke & Evers)
- GEOLOGISCHES LANDESAMT NORDRHEIN-WESTFALEN (1971): *Bodenkarte von Nordrhein-Westfalen 1:25000*. Blatt 5004 Jülich
- GEOLOGISCHES LANDESAMT NORDRHEIN-WESTFALEN (1971): *Bodenkarte von Nordrhein-Westfalen 1:25000*. Blatt 5003 Linnich

- GEOLOGISCHES LANDESAMT NORDRHEIN-WESTFALEN (1972): Bodenkarte von Nordrhein-Westfalen 1:25000. Blatt 5004 Jülich
- GEUSEN-PFISTER, H. (1987): Untersuchungen zur Biologie und zum Reproduktionsvermögen von *Episyrphus balteatus* Deg. (Dipt., Syrphidae) unter Gewächshausbedingungen. – J. appl. Entomol. 104
- GISIN, H. (1960): Collembolefauna Europas. Museum d'histoire naturelle, Geneve
- GLAVAC, V. (1996): Vegetationsökologie. - Jena, Stuttgart, Lübeck, Ulm (Gustav Fischer)
- GREIN, G., IHSEN, G. (1988): Heuschrecken-Schlüssel. - DJN (Hamburg)
- HAEUPLER, H. & MUER, T. (2000): Bildatlas der Farn. Und Blütenpflanzen Deutschlands. Verlag Eugen Ulmer
- HÄNGGI, A., STÖCKLI, E., NENTWIG, W. (1995): Lebensräume mitteleuropäischer Spinnen. - Miscellanea Faunistica Helvetiae 4
- HAUSER, K. (1988): Pflanzengesellschaften der mehrschürigen Wiesen (Molinio-Arrhenatheretea) Nordbayerns. – Diss. Bot. 147, Berlin Stuttgart
- HEIMER, S. & NENTWIG, W. (1991): Spinnen Mitteleuropas. - Berlin (Parey)
- HEYDEMANN, B. (1955): Carabiden der Kulturfelder als ökologische Indikatoren. – Ber. Wandervers. Dtsch. Entomol. 7
- HINRICHSSEN, A., SAURE, C. (1997): Zur Unterscheidung der Weibchen der in der BRD vorkommenden schwarzen Tachysphex-Arten (Hymenoptera: Sphecidae). *Bembix* 9: 29-33.
- JÄGER, E. (1968): Die pflanzengeographische Ozeanitätsgliederung der Holarktis und die Ozeanitätsbindung der Pflanzenareale. *Feddes Repert.* 70: 157-335
- JONGMAN, R.H.G, TER BRAAK, C.J.F., VAN TONGEREN, O.F.R. (1987): Data analysis in community and landscape ecology. Pudoc, Wageningen.
- KAULE, G. (1991): Arten- und Biotopschutz. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 2. Aufl.
- KEMPSON, D., LLOYD, M., GHELARDI, R. (1963): A new extractor for woodland litter. *Pedobiologia*, 3: 1-21
- KLINK, H.J. & SLOBODDA, S. (1994): Vegetation. In: Physische Geographische Deutschlands, Hrsg.: Liedtke, H. & J. Marinek. 1. Aufl., 157-196, Justus Perthes, Gotha.
- KNAPP, G. & KNAPP, R. (1954): Über anthropogene Pflanzengesellschaften im mittleren Tirol. – Ber. Deutsche Bot. 393-408. Stuttgart
- KNAPP, R. (1946): Die Wiesen- und Weide-Gesellschaften der Umgebung von Halle (Saale) von landwirtschaftlicher Bedeutung. 1: Die verbreiteten und wirtschaftlich wichtigsten Wiesen- und Weidengesellschaften. – Vervielf. Manusk. Heidelberg: 42 S.
- KOCH, D. (1984): *Pterostichus nigrita*, ein Komplex von Zwillingarten. - Entomologische Blätter 79: 141-152
- KOCH, W. (1926): Die Vegetationseinheiten der Linthebene unter Berücksichtigung der Verhältnisse der Nordostschweiz. – *Jahrb. St. Gallischen Naturwiss. Ges.* 61 (2): 1-144. St. Gallen
- KÖRNER, H. (1990): Der Einfluss der Pflanzenschutzmittel auf die Faunenvielfalt der Agrarlandschaft (unter besonderer Berücksichtigung der Gliederfüßler der Oberfläche der Felder). – *Bay. Landwirt. Jb.* 67 (4)
- KRATOCHWIL A. & SCHWABE A. (2001): Ökologie der Lebensgemeinschaften: Biozönologie. Ulmer, Stuttgart.

- KRATOCHWIL, A. (1987): Zoologische Untersuchungen auf pflanzensoziologischem Raster - Methoden, Probleme, und Beispiele biozöologischer Forschung. - Tuexenia 7: 13-51 (Göttingen)
- KRATOCHWIL, A. (1991): Die Stellung der Biozöologie in der Biologie, ihre Teildisziplinen und ihre methodischen Ansätze. - Beihefte Verhandl. Ges. Ökol. 2 (Freiburg): 9-44
- KRISCH, H. (1967): Die Grünland- und Salzpflanzengesellschaften der Werraue bei Bad Salungen I: Die Grünlandgesellschaften. – Hercynia N.F. 4 (4), Leipzig
- KUNZ, P. (1994): Die Goldwespen (Chrysididae) Baden-Württembergs. Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 77: 1-188.
- LANDESVERMESSUNGSAMT NORDRHEIN-WESTFALEN (1963): Bodenkarte auf der Grundlage der Bodenschätzung 1:5000. Blatt Jülich Nord
- LANDESVERMESSUNGSAMT NORDRHEIN-WESTFALEN (1986): Bodenkarte auf der Grundlage der Bodenschätzung 1:5000. Blatt Koslar
- LANDESVERMESSUNGSAMT NORDRHEIN-WESTFALEN (1989): Bodenkarte auf der Grundlage der Bodenschätzung 1:5000. Blatt Gut Huthmacherhof
- LANDESVERMESSUNGSAMT NORDRHEIN-WESTFALEN (1990): Bodenkarte auf der Grundlage der Bodenschätzung 1:5000. Blatt Pier West
- LANDESVERMESSUNGSAMT NORDRHEIN-WESTFALEN (1999): Topographische Karte 1:25000. Blatt 5003 Linnich
- LANDESVERMESSUNGSAMT NORDRHEIN-WESTFALEN (2000): Topographische Karte 1:25000. Blatt 5004 Jülich
- LANDESVERMESSUNGSAMT NORDRHEIN-WESTFALEN (2000): Topographische Karte 1:25000. Blatt 5104 Düren
- LANDESVERMESSUNGSAMT SACHSEN (1979): Mittelmaßstäbige landwirtschaftliche Standortkartierung 1: 100000. Blatt 43 Leipzig
- LANDESVERMESSUNGSAMT SACHSEN (1997): Topographische Karte 1:25000. Blatt 4441 Bad Dübener
- LANDESVERMESSUNGSAMT SACHSEN (1997): Topographische Karte 1:25000. Blatt 4442 Mockrehna
- LANDESVERMESSUNGSAMT SACHSEN (1997): Topographische Karte 1:25000. Blatt 4541 Eilenburg
- LANDESVERMESSUNGSAMT SACHSEN (1997): Topographische Karte 1:25000. Blatt 4542 Hohburg
- LAUBMANN, H. (1998): Die mitteleuropäische Agrarlandschaft als Lebensraum für Heuschrecken (Orthoptera: Saltatoria). – Bern; Hannover: vaö – Verl. Agrarökologie (Diss. Univ. Marburg)
- LENNARTZ, F. & ROß-NICKOLL, M. (1999): Der biozöologisch-soziologische Klassifikationsansatz zur Erfassung und Abgrenzung von Ökosystemen: Ein Weg zum Monitoring belasteter Ökosysteme? - In: Markert & Oehlmann (Hrsg): Ökotoxikologie: ökosystemare Ansätze und Methoden (Tagungsband der 3. deutschsprachigen SETAC Europe Tagung: 18/19. 5. 1998 in Zittau), ecomed, 204-212
- LENNARTZ, F. (2003): Der biozöologische-soziologische Klassifikationsansatz und dessen Anwendung in der Naturschutzpraxis. - Dargestellt am Beispiel der Borstgrasrasen

- (Violion) der Nord-Eifel unter Berücksichtigung der Laufkäfer, Spinnen, Heuschrecken, Tagfalter und Schwebfliegen. - Dissertation RWTH Aachen, Shaker Verlag
- LEOPOLD, J., SCHÖNE, M. & CÖLLN, K. (1996): Zur Kenntnis der Schwebfliegen (Diptera, Syrphidae) der Stadt Köln und ihrer Randgebiete. - Decheniana Beih., 35
- LIESS, M., SCHULZ, R. (1995): Ökotoxikologische Bewertung von Pflanzenschutzmittel-Einträgen aus landwirtschaftlich genutzten Flächen in Fließgewässer. - In C. STEINBERG, BERNHARDT, H. & KLAPPER, H. (ed.): Handbuch Angewandte Limnologie V-3.3.5. Ecomed, Landsberg: 1-44.
- LINK, M., HARRACH, T. (1998): Artenvielfalt von Gras- und Krautrainen. Ermittlung einer Mindestbreite aus floristischer Sicht. Naturschutz und Landschaftsplanung 30 (1)
- LINSTOW, O. (1922a): Erläuterungen zur Geologischen Karte von Preußen und benachbarten Bundesstaaten. Blatt Mockrheina. Landesvermessungsamt Sachsen, Dresden
- LINSTOW, O. (1922b): Erläuterungen zur Geologischen Karte von Preußen und benachbarten Bundesstaaten. Blatt Bad Dübener. Landesvermessungsamt Sachsen, Dresden
- LUA NRW (1995): Vergleich verschiedener europäischer Untersuchungs- und Bewertungsmethoden für Fließgewässer: 18, Landesumweltamt NRW Essen
- LUA (1998): Gewässerstrukturgüte in Nordrhein-Westfalen - Kartieranleitung. Landesamt für Wasser und Abfall, Nordrhein-Westfalen, Merkblätter Nr. 14, 158 pp..
- LUA (1999): Referenzgewässer der Fließgewässertypen Nordrhein-Westfalens. Teil 1: Kleine bis mittelgroße Fließgewässer. Landesamt für Wasser und Abfall, Nordrhein-Westfalen, Merkblätter Nr. 16, 237 pp..
- LÜTTMANN, J. (1994): Zur Bedeutung von Ackerrainen für die Fauna von Agrarlandschaften. Beiträge zur räumlichen Planung 40: 1-131.
- LYS, J.-A. & NENTWIG, W. (1992): Augmentation of beneficial arthropods by strip management. 4. Surface activity, movements and activity density of abundant carabid beetles in a cereal field. - Oecologia 92
- MAAS, S., DETZEL, P. UND STAUDT, A. (2002): Gefährdungsanalyse der Heuschrecken Deutschlands. Verbreitungsatlas, Gefährdungseinstufung und Schutzkonzepte. Bundesamt für Naturschutz. Bonn - Bad Godesberg.
- MARRS, R.H., A.J. FROST, R.A. PLANT (1989): A preliminary assessment of the impact of herbicide drift on plant species of conservation interest. Proc. Brighton Crop Protection Conference - Weeds.
- MATHES, K. (1992): Ökotoxikologie organischer Chemikalien in terrestrischen Systemen: Wirkungen auf Organismengemeinschaften. Angw. Bot. 66: 165-168
- MATHES, K. (1997): Ökotoxikologische Wirkungsabschätzung. Das Problem der Extrapolation auf Ökosysteme. UWSF-Z.Umweltchem.Ökotox. 9: 17-23
- MATHES, K. (1999): Ökotoxikologie und Gefahrstoffregulierung. Eine interdisziplinäre Perspektive - In: Markert & Oehlmann (Hrsg): Ökotoxikologie: ökosystemare Ansätze und Methoden (Tagungsband der 3. deutschsprachigen SETAC Europe Tagung: 18/19. 5. 1998 in Zittau), ecomed, 63-74
- MATUSZKIEWICZ, W. & MATUSZKIEWICZ, A. (1981): Das Prinzip der mehrdimensionalen Gliederung der Vegetationseinheiten, erläutert am Beispiel der Eichen-Hainbuchenwälder in Polen. - In: DIERSCHKE, H. (Red.): Syntaxonomie. - Ber. Int. Symp. IVV Rinteln 1980 (Cramer. Vaduz.): 123-148

- MAUS, V., TREIBER, R. (1994): Bestimmungsschlüssel für die Faltenwespen (Hymenoptera: Masarinae, Polistinae, Vespinae) der Bundesrepublik Deutschland. 1. Aufl. Hamburg (DJN): 1-53.
- MAUSE, R. (1997): Die Geranio-Triseteten der Eifel als Lebensraum für Spinnen und Schmetterlinge. - Diplomarbeit RWTH Aachen
- MEISEL, K. (1969): Zur Gliederung und Ökologie der Wiesen im nordwestdeutschen Flachland. – Schriftenr. Vegetationsk. 5.. Bonn-Bad Godesberg.
- MÖBIUS, K. (1877): Die Auster und die Austerwirtschaft. - Berlin. 126 S.
- MOLTHAN, J. & RUPPERT, V. (1988): Zur Bedeutung blühender Wildkräuter in Felddrainen und Äckern für blütenbesuchende Nutzinsekten. – Mitt. Biol. Bundesanst. 247
- MORAVEC, J. (1981): Die Logik des pflanzensoziologischen Systems. - In: DIERSCHKE, H. (Red.): Syntaxonomie. - Ber. Int. Symp. IVV Rinteln 1980: 43-63
- MOSS, D., FURSE, M., WRIGHT, J.F., ARMITAGE, P. D. (1996): The prediction of the macroinvertebrate fauna of unpolluted running-water sites in Great Britain using environmental data. *Freshwater Biology* 17: 41-52.
- MUCINA, L., GRABHERR, G. & ELLMAUER, T. (1993): Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil I. Anthropogene Vegetation. - Jena, Stuttgart, New York: 578 pp.
- MUELLER-DOMBOIS, D. & ELLENBERG, H. (1974): Aims and methods of vegetation ecology. - Wiley & Sons. New York etc. 547 S.
- MÜHLENBERG, M. (1993): Freilandökologie. - 3. Aufl., Heidelberg, Wiesbaden (Quelle u. Meyer)
- MÜLLER, K.J. (1984): Die Bedeutung der Fallenfang-Methode für die Lösung ökologischer Fragestellungen. - *Zool. Jb. Syst.* Band 105:131-184
- MÜLLER-MOTZFELD, G. (1989): Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) als pedobiologische Indikatoren. - *Pedobiologia* 33: 145-153
- NEUHÄUSL, R. & NEUHÄUSLOVÁ-NOVOTNÁ, Z. (1985): Verstauchung von aufgelassenen Rasen am Beispiel von Arrhenatherion-Gesellschaften.- *Tuexenia* 5: 249-258. Göttingen
- NIENHUIS, P.H., LEUVEN, R.S.E.W. (1997): The role of the science of ecology in the sustainable development debate in Europe. *Verh. Ges. Ökol.* 27: 243-251
- OBERDORFER, E. (1957): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. – *Pflanzensoziologie* 10, Jena
- OBERDORFER, E. (1983): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil III. 2. Aufl. – Stuttgart, New York
- OBERDORFER, E. (1994): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. - 7. überarb. und erg. Aufl., Stuttgart (Ulmer)
- OEKOKART (1997): Pflege- und Entwicklungsplan “Presseler Heidewald- und Moorgebiet“. Band IV.1, Fauna.
- PASSARGE, H. (1960): Pflanzengesellschaften der Elbauewiesen unterhalb Magdeburgs, zwischen Schartau und Schönhausen. – *Abh. Ber. Mus. Naturk. Vorgesch. Magdeburg* 11 (1/2). Magdeburg
- PEPPLER, C. (1992): Die Borstgrasrasen (*Nardetalia*) Westdeutschlands. - Cramer, Berlin, Stuttgart. *Diss. Bot.* 193: 1-404

- PLACHTER, H., BERNOTAT, D., MÜSSNER R. & RIECKEN, U. (2003). Entwicklung und Festlegung Von Methodenstandards Im Naturschutz. 2 edn. Münster-Hiltrup : LV Druck im Landwirtschaftsverlag.
- PLATEN, R., BLICK, T., BLISS, P., DROGLA, R., MALTEN, A., MARTENS, J., SACHER, P. & WUNDERLICH, J. (1995): Verzeichnis der Spinnentiere (excl. Acarida) Deutschlands (Arachnida: Araneida, Opilinida, Pseudoscorpionida). - Arachnol. Mitt. Sonderband 1: 1-55
- PLATEN, R., MORITZ, M. & BROEN, B.V. unter Mitarbeit von BOTHMANN, I., BRUHN, K. & SIMON, U. (1991): Liste der Webspinnen- und Weberknechtarten (Arach.: Araneida, Opilionida) des Berliner Raumes und ihre Auswertung für Naturschutzzwecke (Rote Liste). – in: Auhagen, A., Platen, R. & Sukopp, H. [Hrsg.]: Rote Liste gefährdeter Pflanzen und Tiere in Berlin. – Landschaftsentwicklung und Umweltforschung 6
- POMORSKI, R.J. (1998): Onychiurinae of Poland (Collembola: Onychiuridae). Genus – International Journal of Invertebrate Taxonomy (Supplement)
- POTAPOW, M. (2001): Synopses on Palaearctic Collembola. Volume 3: Isotomoidae. Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz, Bd. 73: 1-603
- POTT, R. (1992): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. - Stuttgart (Ulmer)
- POTT, R. (1996): Biotoptypen. Ulmer, Stuttgart.
- PREUßISCHES GEOLOGISCHES LANDESAMT (1922): Geologische Karte von Preußen und benachbarten Bundesstaaten 1:25000. Blatt 27 Mockrhena
- PREUßISCHES GEOLOGISCHES LANDESAMT (1922): Geologische Karte von Preußen und benachbarten Bundesstaaten 1:25000. Blatt 26 Düben
- RASKIN, R. (1994): Die Wirkung pflanzenschutzmittelfreier Ackerrandstreifen auf die Entomofauna von Wintergetreidefeldern und angrenzenden Saumbiotopen. - Dissertation RWTH Aachen
- RATTE, H.T., ROß-NICKOLL, M., LENNARTZ, G. (2003): Ecosystem dynamics and stability – are the effects of pesticides acceptable? – Effects of pesticides in the field. Oral presentation EPIF – Workshop, Le Croisic
- REICHELDT, G. & WILMANN, O. (1973): Vegetationsgeographie. - Westermann, Braunschweig. 210 S.
- ROBERTS, M.J. (1985a): The spiders of Great Britain and Ireland. - Volume 1, Atypidae to Theridiosomatidae, Colchester (Harley Books)
- ROBERTS, M.J. (1985b): The spiders of Great Britain and Ireland. - Volume 3, Colour Plates - Atypidae to Linyphiidae, Colchester (Harley Books)
- ROBERTS, M.J. (1987): The spiders of Great Britain and Ireland. - Volume 2, Linyphiidae and Check List, Colchester (Harley Books)
- ROBERTS, M.J. (1993): The spiders of Great Britain and Ireland. - Supplement, Appendix to Volumes 1 and 2 Colchester (Harley Books)
- ROBERTS, M.J. (1995): The spiders of Great Britain and Ireland. - Collins field guide, London (Harper Collins)
- RÖDER, G. (1990): Biologie der Schwebfliegen Deutschlands (Dipt.: Syrphidae). - Keltern-Weiler (Bauer)

- RÖMBKE, J., DREHER, P., BECK, L., HUND-RINKE, K., JÄNSCH, S., KRATZ, W., PIEPER, S., RUF, A., SPELDA, J. & WOAS, S. (2002): Entwicklung von bodenbiologischen Bodengüteklassen für Acker- und Grünlandstandorte. UBA Text, Berlin
- ROß-NICKOLL, M. (2000): Biozöologische Gradientenanalyse von Wald-, Hecken- und Parkstandorten der Stadt Aachen. Verteilungsmuster von Phyto-, Carabido- und Araneozönosen. - Dissertation RWTH Aachen, Shaker Verlag
- ROTHMALER, W. (1988): Exkursionsflora von Deutschland. - Band 4, Kritischer Band, 7. Aufl., Berlin (Volk und Wissen)
- ROTHMALER, W. (1991): Exkursionsflora von Deutschland. - Band 3, Atlas der Gefäßpflanzen, 8. Aufl., Berlin (Volk und Wissen)
- RUF, A., BECK, L., DREHER, P., HUND-RINKE, K., RÖMBKE, J. & SPELDA, J. (2003): A biological classification concept for the assessment of soil quality: "biological soil classification scheme" (BBSK). *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98: 263-271
- RUTHSATZ, B. (1970): Die Grünlandgesellschaften um Göttingen. – *Scripta Geobot.* 2. Göttingen
- SAYER, M. (1992): Ökologische Bedeutung der Straßenränder für die Tierwelt. – In: Stottele, T & Sollmann, A.: *Ökologisch orientierte Grünlandpflege an Straßen.* Schriftenr. Hess. Landesamt Straßenbau 32, Wiesbaden
- SCHAEFFER, M. (1992): Wörterbuch der Biologie. Ökologie. 3. Aufl. – UTB 430. – Jena (Fischer)
- SCHÄFERS, C. & KLEIN, W. (1999): Ökologische Ansätze in der Ökotoxikologie als Herausforderung für die Risikobewertung - In: Markert & Oehlmann (Hrsg): *Ökotoxikologie: ökosystemare Ansätze und Methoden* (Tagungsband der 3. deutschsprachigen SETAC Europe Tagung: 18/19. 5. 1998 in Zittau), *ecomed*, 49-63
- SCHALICH, J. (1968): Bodenkarte von NRW. Erläuterungen zu Blatt 5104 Düren. Geologisches Landesamt NRW, Krefeld.
- SCHALICH, J. (1972) : Bodenkarte von NRW. Erläuterungen zu Blatt 5103 Linnich. Geologisches Landesamt NRW, Krefeld.
- SCHMID-EGGER, C., RISCH, S., NIEHUIS, O. (1995): Die Wildbienen und Wespen in Rheinland-Pfalz (Hymenoptera Aculeata). *Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz Beiheft* 16: 1-296.
- SCHMIDT, K., SCHMID-EGGER, C. (1997): Kritisches Verzeichnis der deutschen Grabwespenarten (Hymenoptera, Sphecidae). *Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft ost-westfälisch-lippischer Entomologen* 13 (Beiheft 4): 1-35.
- SCHULTE, C., FÜLL, C., U. KÜHNEN (1999): Bewertungskriterien des Umweltbundesamt : Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf terrestrische Arthropoden. *UWSF-Z.Umweltchem.Ökotox.* 11(5), 261-266
- SCHULZ, R. (1997): Aquatische Ökotoxikologie von Insektiziden. In: *Angewandter Umweltschutz.* 1. Auflage. *Ecomed, Landsberg:* 1-8.
- SCHULZ, R. (1998): Insektizid-Auswirkungen auf Fließgewässer-Lebensgemeinschaften.- *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung* 10: 123-127.
- SCHULZ, R., PROBST, M., LIESS, M. (1998): Einzugsgebietsvariablen und Fließgewässer-Lebensgemeinschaften. - In J. Oehlmann & Markert, B. (ed.): *Ökosystemare Ansätze in der Ökotoxikologie.* Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York: in press.

- SCHWARZMEIER, J. (1977): Geologische Karte von Bayern, Erläuterungen zum Blatt 6024 Karlstadt und zum Blatt 6124 Remlingen. Bayerisches Geologisches Landesamt, München.
- SEBALD, O., SEYBOLD, S., PHILIPPI, G. UND WÖRZ, A. (1998): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs. Band 7. Stuttgart, Verlag Eugen Ulmer
- SENATSKOMMISSION ZUR BEURTEILUNG VON STOFFEN IN DER LANDWIRTSCHAFT, DFG (2001): Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf Arteninventar und Funktion von Flora und Fauna auf terrestrischen Nichtzielflächen. – Mitteilung 6, Wiley-vch Verlag
- SMISSEN, JANE VAN DER (1998): Beitrag zur Stechimmenfauna des mittleren und südlichen Schleswig-Holstein und angrenzender Gebiete in Mecklenburg und Niedersachsen (Hymenoptera Aculeata: Apidae, Chrysididae, „Scolioidea“, Vespidae, Pompilidae, Sphecidae). Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft ostwestfälisch-lippischer Entomologen 14 (Beiheft 4):1-76.
- SSYMANK, A., RIEKEN, U. & RIES, U. (1993): Das Problem des Bezugssystems für eine Rote Liste Biotop. Standard-Biotoptypenverzeichnis, Betrachtungsebenen, Differenzierungsgrad und Berücksichtigung regionaler Gegebenheiten. - Schr. R. f. Landschaftspfl. und Naturschutz 38: 47-58
- SSYMANK, A., HAUKE, U., RÜCKRIEM, C. & SCHRÖDER, E. (1998): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. BfN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und der Vogelschutz-Richtlinie. Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.). - Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 53, 560 S.
- SSYMANK, A. & DOCZKAL, D. (1998): Rote Liste der Schwebfliegen (Diptera: Syrphidae). - In: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. - Schriftenr. f. Landschaftspfl. u. Naturschutz 55: 65-72
- SSYMANK, A. (2001): Vegetation und blütenbesuchende Insekten in der Kulturlandschaft. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Heft 64, Bundesamt für Naturschutz, Bonn- Bad Godesberg
- STOTTELE, T. & SCHMIDT, W. (1988): Flora und Vegetation an Straßen und Autobahnen der Bundesrepublik Deutschland. – Forsch. Straßenbau und Straßenverkehrstechnik 529, Bonn Bad Godesberg
- SUSTERA, O. (1959): Bestimmungstabellen der Tschechoslowakischen Arten der Biengattung Sphecodes LATR.. Acta Societatis Entomologicae Cechosloveniae 56: 169-180.
- THORNBILL, W.A. (1983): The distribution and probable importance of linyphiid spiders living on the soil surface of sugar beet fields. – Bull.Br.Arachnol.Soc. 6
- TIETZE, F. (1973): Zur Ökologie, Soziologie und Phänologie der Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae) des Grünlandes im Süden der DDR. Teil 1: Die Carabiden der untersuchten Lebensorte, Teil 2: Die diagnostisch wichtigen Carabidenarten des Grünlandes und ihre Verbreitungsschwerpunkte, Teil 3: Die diagnostisch wichtigen Artengruppen des untersuchten Grünlandes, Teil 4: Ökofaunistische und autökologische Aspekte der Besiedlung des Grünlandes durch Carabiden. - Hercynia 10 (N.F)
- TISCHLER, W. (1947): Über die Grundbegriffe synökologischer Forschung. - Biol. Zbl. 66: 49-56

- TISCHLER, W. (1980): *Biologie der Kulturlandschaft – Eine Einführung*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart
- TOSCHKI, A. (1998): *Analyse der Vergesellschaftung von Pflanzen und Tieren auf montanen Goldhaferwiesen (Geranio-Trisetetum) der Nordeifel unter besonderer Berücksichtigung der Laufkäfer und Schwebfliegen*. - Diplomarbeit RWTH Aachen
- TRAUTNER, J., GEIGENMÜLLER, K. & DIEHL, B. (1984): *Laufkäfer*. - 5. Aufl., DJN (Hamburg)
- TRAUTNER, J., MÜLLER-MOTZFELD, G. & BRÄUNICKE, M. (1997): *Rote Liste der Sandlaufkäfer und Laufkäfer Deutschlands*. - *Naturschutz u. Landschaftsplanung* 29 (9): 261-273
- TURIN, H. (2000): *De Nederlandse loopkevers, verspreiding en oecologie (Coleoptera: Carabidae)*. – *Nederlandse Fauna 3*. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, KNNV Uitgeverij & EIS-Nederland, Leiden.
- UBA (1999): *Darstellung und vergleichende Bewertung nationaler und internationaler Ansätze zur Klassifizierung der Beschaffenheit von Fließgewässern*, Umweltbundesamt, Texte 21.
- VAN DER GOOT, V.S. (1981): *De Zweefvliegen van Noordwest Europa en Europees Rusland, in het bijzonder van de Benelux*. - Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Hoogwoud
- VERLINDEN, L. (1991): *Fauna van België. - Zweefvliegen (Syrphidae)*. - Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen. Brussel.
- VOIGTLÄNDER, U., SCHELLER, W., MARTIN, C. (2001): *Ermittlung von Ursachen für die Unterschiede im biologischen Inventar der Agrarlandschaft in Ost- und Westdeutschland als Grundlage für die Ableitung naturschutzverträglicher Nutzungsverfahren*. *Angewandte Landschaftsökologie Heft 40*, Bundesamt für Naturschutz Bonn – Bad Godesberg.
- VOWINKEL, C.-J. (1998): *Auswirkungen unterschiedlicher Nutzungsintensitäten auf die epigäische Arthropodenfauna von Harzer Bergwiesen. Ein Beitrag zur Landschaftsgeschichte und zum Konfliktfeld Naturschutz - Landwirtschaft. Ökologie und Umweltsicherung 15*. Universität - Gesamthochschule Kassel (Hrsg.). Dissertation Univ. Göttingen. 315 S
- WALTER, H. (1954): *Einführung in die Phytologie*. Bd 2., Teil 2: *Arealkunde*. Ulmer Vel., Stuttgart
- WARNCKE, K. (1992): *Die westpaläarktischen Arten der Bienengattung Sphecodes Latr. (Hymenoptera, Apidae, Halictinae)*. *Bericht der Naturforschenden Gesellschaft Augsburg* 52: 9-64.
- WESTRICH, P. (1989): *Die Wildbienen Baden-Württembergs Teil I + II*. Ulmer Verlag Stuttgart: 431 + 972pp.
- WESTRICH, P., DATHE, H.H. (1997): *Die Bienenarten Deutschlands (Hymenoptera, Apidae) Ein aktualisiertes Verzeichnis mit kritischen Anmerkungen*. *Mitteilungen des entomologischen Vereins Stuttgart* 32: 3-34.
- WHITTAKER, R.H. (1962): *Classification of natural communities*. - *Ber.Rev.* 28 (1): 1-239. New York
- WILMANN, O. (1987): *Zur Verbindung von Pflanzensoziologie und Zoologie in der Biozöologie*. *Tuexenia* 7: 3-12

- WRIGHT, J.F., FURSE, M.T., ARMITAGE P.D. (1993): RIVPACS- a technique for evaluating the biological quality of rivers in the UK. *Eur. Water Poll. Control* 3, 15-25
- ZELTNER, U. (1989): Einfluss unterschiedlicher Pflegeintensitäten von Grünland auf die Arthropoden-Fauna im urbanen Bereich. *Faun.-Ökol.Mitt.Suppl.* 8, Kiel
- ZIMDARS, B. & DUNGER, W. (1994): Synopses on Palaearctic Collembola. Volume 1: Tullbergiinae. *Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz*, Bd. 68: 1-71

**Tab. A1a: Kenngrößen des Untersuchungsgebietes Jülich**

Untersuchungsraum :	Jülicher Börde																							
Untersuchungsfläche :	Jülich 1				Jülich 2				Jülich 3				Jülich 4				Jülich 5				Jülich R			
Aufnahmefläche :	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
Höhe ü.N.N (m) :	98	101	102	102	93	94	94	95	98	98	98	98	85	85	86	83	100	101	102	104	106	104	104	106
Reliefform :	E	H	H	H	H	H	H	H	E	E	E	E	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H
Hangneigung (%) :	-	60	60	60	30	60	60	60	-	-	-	-	40	50	50	70	70	70	70	60	5	5	5	5
Breite (m) :	4	3	3	3	10	10	10	10	6	6	6	6	4	5	5	5	10	10	10	10	-	-	-	-
Exposition :	-	SO	SO	SO	NO	NO	NO	NO	-	-	-	-	SO	SO	SO	NW	S	S	S	S	SW	SW	SW	SW
Flächennutzung :	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	Br	Br	Br	Br	B	B	B	B	B	B	B	B
Randliche Ackernutzung :	K	W	W	W	K	K	K	K	Rü	Rü	Rü	Rü	W	W	W	W	K	K	K	K	-	-	-	-
	W	K	K	K	Si	Si	Si	Si	W	W	W	W	W	W	W	W	-	-	-	-	-	-	-	-
Geologische Unterlage :	Löß über Hauptterrassenschotter				Löß über Hauptterrassenschotter				Löß über Hauptterrassenschotter				Löß Hauptterrassenschotter				Löß über Hauptterrassenschotter				Löß über Hauptterrassenschotter			
Bodentyp (allg.) :	Braunerde z.T. pseudovergleyt				Braunerde/Parabraunerde				Pseudogley- Parabraunerde				Parabraunerde z.T. erodiert				Braunerde				Braunerde/Parabraunerde			
Bodenart (allg.) :	Lehm/Schluff z.T. kiesig				Schluff/Lehm, z.T. Sand				schluffiger/toniger Lehm				lehmiger/toniger Schluff				lehmiger/schluffiger Sand				Schluff/Sand teilw. Lehm			
Bodentyp:	Bpg	Bpg	Bpg	Ba	PB	B	B	B	PBpg	PBpg	PBpg	PBpg	PB	PB	PB	PB	B	B	B	B	PB	B	B	PB
Schichtdicke Horizonte (cm)																								
Ah :	0-16	0-31	0-27	0-25	0-14	0-16	0-30	0-10	0-40	0-35	0-33	0-27	0-40	0-25	0-10	0-12	0-26	0-12	0-22	0-14	0-35	0-27	0-23	0-28
B1, B1, Go1 :	16-40	31-52	27-60	25-60	14-35	16-48	30-70	10-50	40-80	35-80	33-45	27-42	40-60	25-	10-30	12-	26-63	12-64	22-	14-27	35-50	27-55	23-50	28-60
B2, Bt1, Go2, Sw :	40-	52-	60-	60-	35-67	48-	70-	50-	80	80	45-	42-	60-		38-		63-	64-		27-50	50	55-	50	60-
B3, Bt2, Gr :					67-															50-				
(pseudo-)vergleyt ab :	40	52	60						80	80	45	42												
C1 :																								
C2 :																								
Bodenart																								
Ah :	ul	ul	ul	grU	uL	IU	uL	IU	uL	uL	uL	uL	IU	IU	IU	IU	IS	IS	IS	uS	grU	grU	grU	grU
B1, B1, Go1 :	ul	ul	ul	grU	uL	IU	uL	IU	uL	uL	uL	uL	IU	IU	IU	IU	IS	IS	IS	uS	IS	uL	IS	IS
B2, Bt1, Go2, Sw :	ul	ul	ul	grL	tL	sU	IU	uS	tL	tL	tL	tL	tU	tU	tU	tU	uS	uS	uS	uS	tS	IS	IS	tS
B3, Bt2, Gr :					IS															IS				
Bodenkennwerte																								
Trockenmasse [%] :	93,3	93,2	89,9	91,5	93,4	94,6	94,5	95,1	92,3	93,7	93,1	92,4	93,8	93,2	94,5	90,9	93,9	96,4	96,8	95,5	95,7	95,1	96,7	96,0
WHK d. Originalprobe [ml/100g] :	10,2	42,9	31,9	34,7	30,1	30,0	26,8	11,0	35,3	35,3	37,2	35,0	19,6	33,9	32,2	16,9	2,2	8,6	11,6	35,5	22,3	26,0	23,7	25,9
WHK d. getrock. Probe [ml/100g] :	18,1	53,4	46,7	47,2	39,3	37,4	34,1	16,7	46,6	44,4	47,4	46,1	27,5	43,7	39,9	28,6	8,9	12,6	15,3	41,9	27,8	32,5	27,9	31,1
Wasserhaltekapazität [ml/100g] :	7,9	10,4	14,8	12,5	9,2	7,4	7,4	5,7	11,3	9,1	10,2	11,1	7,9	9,8	7,7	11,7	6,6	4,1	3,7	6,4	5,5	6,5	4,2	5,2
Glühverlust [%] :	7,4	5,8	5,3	5,7	3,8	3,1	3,5	3,4	5,7	6,5	5,6	4,6	6,9	4,7	4,6	4,7	6,1	5,0	5,0	5,3	3,8	4,2	3,2	3,8
Stickstoff Ges. [g/kg TS] :	2,8	1,7	1,7	1,7	0,7	0,9	0,9	0,5	1,6	1,8	1,6	1,2	2,3	1,6	1,3	1,2	2,0	1,7	1,9	1,6	0,9	1,0	1,0	1,0
C/N-Verhältnis :	17	17	17	17	25	17	17	14	19	20	15	20	18	15	16	13	20	18	19	16	19	17	18	18
Phosphorpentoxid [g/kg] :	1,8	1,9	1,6	2,1	1,0	1,4	1,1	0,9	3,1	3,1	1,9	1,7	1,9	1,9	1,2	1,4	1,2	0,7	1,3	1,4	1,8	2,0	1,6	1,6
Calcium [g/kg] :	3,7	5,3	16,0	12,8	2,4	11,5	5,5	1,5	7,0	7,4	3,6	4,5	6,8	4,9	2,5	1,2	1,2	0,8	2,0	3,1	2,1	2,6	1,7	1,7
Aluminium [g/kg] :	10,8	17,5	15,9	15,5	15,0	12,7	13,3	12,6	16,3	15,9	13,9	13,7	8,7	10,8	12,9	11,3	9,5	6,6	13,1	12,1	9,9	10,9	9,2	9,0
Al/Ca-Verhältnis :	2,9	3,3	1,0	1,2	6,3	1,1	2,4	8,5	2,3	2,1	3,9	3,0	1,3	2,2	5,2	9,7	7,7	8,7	6,7	3,9	4,7	4,3	5,3	5,5
pH-Wert (CaCl2) :	5,7	6,5	7,0	6,9	5,7	7,0	6,9	5,2	6,6	6,7	6,2	6,3	6,8	6,7	5,8	5,6	4,8	4,8	5,0	6,2	5,9	5,9	5,7	5,7

**Tab. A1b: Kenngrößen des Untersuchungsgebietes Würzburg**

Untersuchungsraum :	Würzburg																							
Untersuchungsfläche :	Würzburg 1				Würzburg 2				Würzburg 3				Würzburg 4				Würzburg 5				Würzburg R			
Aufnahmefläche :	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
Höhe ü.N.N (m) :	317	317	317	317	288	285	255	258	310	309	309	308	270	270	275	273	190	192	193	195	215	216	216	217
Reliefform :	H	H	H	H	E	E	K	E	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H
Hangneigung (%) :	20	20	20	20	-	-	-	-	60	60	60	60	70	70	30	30	50	50	40	40	20	20	20	20
Breite (m) :	30	30	30	30	4	4	3	3	5	5	5	7	5	5	3	3	4	4	4	4	-	-	-	-
Exposition :	NO	NO	NO	NO	-	-	-	-	N	N	N	N	NO	NO	NW	NW	SO	SO	SO	SO	S	S	S	S
Flächennutzung :	Br	Br	Br	Br	M	M	Br	Br	Br	Br	Br	Br	Br	Br	Br	Br	Br	Br	Br	Br	Br	Br	Br	Br
Randliche Ackernutzung :	R	R	R	R	G2	G2	W	W	G2	G2	G2	G2	W	W	G2	G2	S	S	S	S	-	-	-	-
	W	W	W	W	W	W	G2	G2	M	M	M	M	G2	M	M	M	G2	G2	G2	G2	-	-	-	-
Geologische Unterlage :	Unterer Muschelkalk				Mittlerer Muschelkalk Oberer Muschelkalk				Unterer Muschelkalk				Unterer Muschelkalk z.T. Löß				Unterer Muschelkalk				Unterer Muschelkalk			
Bodentyp (allg.) :	Braunerde				Braunerde				Rendzina u. Braunerde				Rendzina u. Braunerde tlw. anthrop. Überprägt				Braunerde				Braunerde, rein kolluvial			
Bodenart (allg.) :	schluffiger Lehm				lehmgiger Schluff				Lehm/Schluff				Lehm/Schluff				lehmgiger Schluff				toniger Lehm			
Bodentyp:	B	B	B	B	B	B	B	B	R	R	B	B	B	R	Ba	Ba	B	B	B	B	B	B	B	B
Schichtdicke Horizonte (cm)																								
Ah :	0-11	0-13	0-15	0-15	0-15	0-15	0-18	0-21	0-13	0-25	0-18	0-10	0-18	0-8	0-13	0-13	0-12	0-13	0-14	0-12	0-35			
B1, Bl, Go1 :	11-21	13-24	15-35	15-30	15-59	15-47	18-65	21-77			18-40	10-42	18-70		13-70	13-	12-130	13-60	14-70	12-70	35-56	0-35	0-24	0-30
B2, Bt1, Go2, Sw :							65-	77-																
B3, Bt2, Gr :																								
(pseudo-)vergleyt ab :																								
C1 :	21-	24-	35-	30-	59-	47-			13	25-	40-	42-		8-			130-	60-	70-	70-	56-	35-	24-	30-
C2 :																								
Bodenart																								
Ah :	uL	uL	uL	uL	IU	IU	IU	IU	uL	uL	IU	IU	uL	uL	uL	uL	IU	IU	IU	IU	tL	tL	tL	tL
B1, Bl, Go1 :	uL	uL	uL	uL	IU	IU	IU	IU			IU	IU	IU		IU	IU	IU	IU	IU	IU	tL	tL	tL	tL
B2, Bt1, Go2, Sw :																								
B3, Bt2, Gr :																								
C1 :																								
C2 :																								
Bodenkennwerte																								
Trockenmasse [%] :	88,5	87,8	88,4	87,0	91,0	92,5	91,2	91,2	88,9	90,1	90,8	91,9	89,2	93,7	89,3	87,6	91,9	91,0	90,2	93,0	91,3	93,3	90,8	92,5
WHK d. Originalprobe [ml/100g] :	43,6	40,8	42,7	48,0	40,1	44,8	44,0	44,0	44,6	47,2	44,2	44,1	41,4	34,1	41,9	36,2	40,6	38,7	43,8	40,9	33,8	33,8	30,7	36,4
WHK d. getrock. Probe [ml/100g] :	62,3	60,4	61,4	70,1	54,0	56,5	57,9	57,9	62,7	63,4	58,9	56,8	58,5	43,1	58,9	55,5	53,0	52,5	59,5	51,5	46,6	43,4	43,9	47,4
Wasserhaltekapazität [ml/100g] :	18,7	19,6	18,7	22,1	13,9	11,7	13,9	13,9	18,1	16,2	14,7	12,7	17,1	9,0	17,0	19,3	12,4	13,8	15,7	10,6	12,8	9,6	13,2	11,0
Glühverlust [%] :	6,3	6,6	6,3	6,9	5,1	5,3	5,4	4,7	7,3	6,8	5,8	5,1	4,0	2,9	4,8	4,2	4,1	4,3	5,6	3,6	6,7	5,3	7,4	6,0
Stickstoff Ges. [g/kg TS] :	1,9	1,9	1,8	1,6	1,5	2,3	2,4	1,6	2,6	2,7	2,4	1,9	0,5	0,5	1,4	0,7	0,9	1,1	1,4	0,6	2,3	1,7	2,2	2,8
C/N-Verhältnis :	10	11	12	11	10	11	10	10	12	12	11	10	12	29	11	12	15	16	13	19	11	13	13	14
Phosphorpentoxid [g/kg] :	1,3	1,3	1,3	1,4	2,4	2,8	2,2	2,0	1,6	1,7	1,4	1,5	1,2	1,0	1,9	1,3	1,5	1,4	1,7	1,5	3,5	3,0	3,8	3,5
Calcium [g/kg] :	115,0	122,5	97,1	51,3	61,0	75,4	70,2	27,2	30,2	47,4	88,8	53,4	60,8	258,0	19,7	9,1	87,4	96,0	91,9	100,5	185,5	192,5	210,0	251,0
Aluminium [g/kg] :	38,3	35,8	31,2	33,9	25,3	24,3	19,3	19,6	29,6	25,6	19,7	22,6	26,3	14,6	28,4	32,6	17,8	18,0	18,6	17,7	19,8	19,6	15,4	13,4
Al/Ca-Verhältnis :	0,3	0,3	0,3	0,7	0,4	0,3	0,3	0,7	1,0	0,5	0,2	0,4	0,4	0,1	1,4	3,6	0,2	0,2	0,2	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1
pH-Wert (CaCl2) :	8,1	8,1	8,0	8,0	7,9	7,9	7,9	7,9	7,9	8,0	7,9	7,9	8,1	8,1	8,0	7,9	8,0	8,0	7,8	7,9	7,6	7,6	7,5	7,6

**Tab. A1c: Kenngrößen des Untersuchungsgebietes Leipzig**

Untersuchungsraum	Leipzig																							
Untersuchungsfläche	Leipzig 1				Leipzig 2				Leipzig 3				Leipzig 4				Leipzig 5				Leipzig R			
Aufnahmefläche	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
Höhe ü.N.N (m)	94	94	95	96	90	90	92	92	105	105	106	107	124	123	123	122	120	121	121	122	98	98	99	99
Reliefform	E	E	E	S	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	S	S	E	E	E	E
Hangneigung (%)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Breite (m)	4	3	4	4	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	4	4	4	4	-	-	-	-
Exposition	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Flächennutzung	Br	Br	Br	Br	Br	Br	Br	Br	Br	Br	Br	Br	M	M	M	Br	Br	Br	Br	Br	M	M	M	M
Randliche Ackernutzung	W	G4	R	G6	R	R	M	M	G4	G4	G4	G4	R	R	R	R	W	W	G	G	-	-	-	-
	R	R	G6	R	G6	G6	-	-	W	W	W	W	W	W	W	W	K	G	R	R	-	-	-	-
Geologische Unterlage	Sand auf Geschiebemergel und Geschiebemergel				Sand auf miocänem Ton und Sand (Wiesenton)				Sand, z.T. auf Geschiebemergel oder miocänem Ton				Geschiebemergel, oberflächlich entkalkt				Geschiebemergel, oberflächlich entkalkt				Sand (Wiesenton)			
Bodentyp (allg.)	Sand-Braunerde u. Pseudogley-Braunerde				Sand-Braunerde				Sand-Braunerde				Pseudogley-Braunerde u. Pseudogley-Parabraunerde				Pseudogley-Braunerde				Lehmsand-Gley			
Bodenart (allg.)	lehmiger Sand				Sand überwiegend lehmig				Sand teilw. lehmig				lehmiger/toniger Sand teilw. sandiger Lehm				lehmiger/toniger Sand teilw. sandiger Lehm				Sand teilw. lehmig u. sandiger Lehm			
Bodentyp:	B	B	Bpg	Bpg	B	B	B	B	B	B	B	B	Bpg	PBpg	PBpg	PBpg	Bpg	Bpg	Bpg	Bpg	G	G	G	G
Schichtdicke Horizonte (cm)																								
Ah:	0-25	0-29	0-18	0-20	0-20	0-30	0-25	0-20	0-18	0-23	0-31	0-21	0-12	0-17	0-18	0-14	0-18	0-14	0-15	0-16	0-5	0-7	0-5	0-5
B1, Bl, Go1:	25-52	29-73	18-50	20-34	20-50	30-62	25-47	20-49	18-48	23-40	31-48	21-47	12-52	17-37	18-44	14-36	18-47	14-36	15-36	16-34	5-60	7-77	5-55	5-45
B2, Bt1, Go2, Sw:	52	73-	50-73	34-71									52-80	37-79	44-74	36-53	47-69	36-59	36-70	34-76	60-85	77-	55-70	45-68
B3, Bt2, Gr:			73-	71-									80-	79-	74-	53-	69-	59-	70-		85-		70-	68-
(pseudo-)vergleyt ab:	50																							
C1:					50-85	62-	47-	49-	48-95	40-109	48-	47-												
C2:					85-				95-	109-														
Bodenart																								
Ah:	IS	IS	IS	IS	IS	IS	S	S	S	S	S	S	IS	IS	IS	IS	tS	IS	IS	IS	IS	IS	IS	IS
B1, Bl, Go1:	IS	IS	IS	IS	IS	IS	IS	IS	IS	IS	IS	IS	IS	IS	IS	IS	tS	IS	tS	IS	S	S	S	S
B2, Bt1, Go2, Sw:	IS	S	IS	IS									IS	tS	tS	tS	IS	tS	IS	IS	sL	sL	sL	sL
B3, Bt2, Gr:			IS	IS									IS	sL	sL	sL	sL	sL	sL	sL	S		S	S
C1:					S	Sgr	Sgr	Sgr	IS	IS	S	S												
C2:					S				IS	IS														
Bodenkennwerte																								
Trockenmasse [%]	95,0	94,1	94,1	94,9	91,2	83,1	94,9	93,1	94,5	95,4	93,8	95,2	90,1	92,7	94,1	93,0	91,7	92,2	90,8	90,8	96,8	96,6	96,1	96,3
WHK d. Originalprobe [ml/100g]	6,8	7,0	7,2	6,7	11,5	10,1	4,4	4,2	3,4	3,6	2,8	2,4	26,0	16,3	3,4	7,4	8,0	9,0	12,8	8,7	6,2	4,5	4,2	3,5
WHK d. getrock. Probe [ml/100g]	12,4	13,7	13,9	12,4	22,3	32,5	10,0	12,0	9,4	8,6	9,6	7,6	39,9	25,5	9,9	15,5	17,8	18,2	24,2	19,7	9,8	8,2	8,5	7,5
Wasserhaltekapazität [ml/100g]	5,6	6,7	6,7	5,7	10,8	22,4	5,6	7,8	6,0	5,0	6,8	5,2	13,9	9,2	6,5	8,1	9,8	9,2	11,4	11,0	3,6	3,7	4,3	4,0
Glühverlust [%]	4,9	4,5	4,8	4,0	8,2	10,1	3,6	5,8	5,8	6,1	6,3	7,4	3,4	4,4	4,9	4,4	5,7	7,3	5,7	6,1	2,7	3,1	3,2	2,0
Stickstoff Ges. [g/kg TS]	1,9	2,0	1,6	1,4	2,8	3,6	1,4	1,8	1,8	2,1	2,2	2,7	1,4	1,7	1,6	1,6	2,1	2,6	2,3	2,0	0,6	0,8	1,1	1,3
C/N-Verhältnis	10	12	11	12	13	13	13	13	14	13	13	15	12	12	12	12	12	12	12	12	13	13	13	13
Phosphorpentoxid [g/kg]	1,8	1,6	1,8	1,4	1,9	1,7	1,2	2,1	1,3	1,5	1,5	1,4	0,9	1,1	1,0	0,7	1,2	1,7	1,7	1,6	0,9	1,6	0,9	1,1
Calcium [g/kg]	3,2	3,0	1,7	1,6	3,0	2,3	1,1	1,1	1,0	1,2	2,6	0,9	2,5	2,1	1,9	1,6	3,1	3,6	3,3	2,7	1,3	1,1	1,2	2,1
Aluminium [g/kg]	5,6	5,0	7,7	5,4	9,1	10,3	3,9	4,0	4,7	6,0	5,1	3,8	6,5	7,7	5,3	4,7	9,0	7,0	7,6	7,4	3,8	3,4	3,0	4,1
Al/Ca-Verhältnis	1,7	1,7	4,6	3,5	3,1	4,4	3,4	3,5	4,7	5,1	2,0	4,4	2,6	3,6	2,9	3,0	2,9	2,0	2,3	2,8	2,9	3,0	2,5	1,9
pH-Wert (CaCl2)	7,0	6,8	5,9	5,9	5,9	5,6	5,3	5,3	4,9	5,2	6,1	4,6	6,1	5,6	5,5	5,6	6,1	6,2	6,4	6,1	5,5	5,3	5,5	6,0

### **Erläuterungen Abkürzungen: Kenngrößen (Tabellen A1a bis A1c)**

#### **Reliefform:**

H = Hang  
E = Eben  
S = leichte Senke  
K = leichte Kuppe

#### **Flächennutzung :**

M = Mahd  
B = Brache  
Br = unregelmäßige Mahd  
    Mahd von Teilbereichen (z.B. nur Böschungsfuß)

#### **Randliche Ackernutzung:**

1. Zeile direkt angrenzend, 2. Zeile Nutzung gegenüber  
G = Gerste  
G2 = zweizeilige Gerste  
G4 = vierzeilige Gerste  
G6 = sechszeilige Gerste  
K = Kartoffelacker  
M = Mais  
R = Roggen  
Ra = Raps  
Rü = Rüben  
S = Sonnenblume  
Si = Ackersenf (*Sinapis alba*)  
W = Weizen

#### **Bodentyp:**

B = Braunerde  
PB = Parabraunerde  
G = Gley  
R = Rendzina  
pg = pseudovergleyt  
a = anthropogen überformt

#### **Horizonte:**

A = mineralischer Oberboden  
B = mineralischer Unterboden  
C = mineralischer Untergrund  
G = Mineralbodenhorizont mit Grundwassereinfluss  
S = Mineralbodenhorizont mit Stauwassereinfluss

#### **Bodenart:**

h = humos  
l = lessiviert  
o = oxidiert  
t = angereichert mit Ton  
r = reduziert  
w = stauwasserleitend  
gr = grusig/kiesig  
l = lehmig  
L = Lehm  
s = sandig  
S = sand  
t = tonig  
T = Ton  
u = schluffig  
U = Schluff

**Tab. A3: Flora der Untersuchungsflächen mit Angaben zur Häufigkeit**

**Spalte Untersuchungsflächen**

Häufigkeit (Schätzwerte)

1 = selten

2 = zerstreut

3 = häufig

4 = häufig, zudem dominant wirkend

W = Untersuchungsraum Würzburg

L = Untersuchungsraum Leipzig

J = Untersuchungsraum Jülich

1 bis 5 = Untersuchungsflächen 1 bis 5

R = Referenzflächen

**Sonstiges**

agg. = Aggregat(Sammelart, der mehrere Kleinsippen angehören)

ang. = angepflanzt

Kursiv = Arten der Untersuchungsflächen, die nicht in den Aufnahmeflächen vorkommen

Nomenklatur nach HEUPLER et al. (2000) und ROTHMALER, BAND 4 (1988)

Untersuchungsflächen	J1	J2	J3	J4	J5	JR	L1	L2	L3	L4	L5	LR	W1	W2	W3	W4	W5	WR	Stetig-
Artenzahl (gesamt: 250)	32	49	28	37	52	52	58	52	52	60	52	44	65	64	70	61	72	40	keit
<i>Achillea millefolium</i>						1	2	1	1	2	1	2	2	1	1	1	1		12
<i>Aegopodium podagraria</i>	1	1		1	1		1			1									6
<i>Agrimonia eupatoria</i>					1	1							2	1	1	1	2		7
<i>Agrostis tenuis</i>		1				2			2			1							4
<i>Agrostis stolonifera</i>	1					1			1										3
<i>Ajuga genevensis</i>													2						1
<i>Alliaria petiolata</i>		1		1					1										3
<i>Allium schoenoprasum</i>											1								1
<i>Allium sphaerocephalon</i>																		1	1
<i>Allium vineale</i>									1										1
<i>Alopecurus myosuroides</i>														1					1
<i>Alopecurus pratensis</i>			1				2	1	2	2	3	2		1	1				9
<i>Anagallis arvensis</i>															1				1
<i>Anchusa arvensis</i>								1											1
<i>Anthoxanthum odoratum</i>										1	1								2
<i>Anthriscus sylvestris</i>	1	1		2	1		1	1	1	2	1			2	1	1	2	1	14
<i>Apera spica-venti</i>																1			1
<i>Arabidopsis thaliana</i>		1		1	2	1	1		1		1	1		1					9
<i>Arctium lappa</i>		1																	1
<i>Arenaria serpyllifolia</i>																	1		1
<i>Armeria elongata</i>									1										1
<i>Armoracia rusticana</i>		1																	1
<i>Arrhenatherum elatius</i>	4	3	3	3	4	2	3	3	1	3	3	2	4	3	4	3	3	4	18
<i>Artemisia vulgaris</i>	1	1					2	1	1		2	1		2	1		1		10
<i>Asparagus officinalis</i>								1											1
<i>Astragalus glycyphyllos</i>													1			1	1		3
<i>Avenella flexuosa</i>									1										1
<i>Ballota nigra</i>							1											3	2
<i>Barbarea intermedia</i>					1														1
<i>Brachypodium pinnatum</i>													2			1			2
<i>Bromus hordeaceus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	2		1	1	1	1		16
<i>Bromus inermis</i>			4														1		2
<i>Bromus sterilis</i>	2	2	2	2	2	1	1	1			1			2	1	1	3		13
<i>Bunias orientalis</i>																2		3	2
<i>Calamagrostis epigeios</i>						1		1			1	1							4
<i>Calystegia sepium</i>			1	1														1	3
<i>Campanula patula</i>								1		1	1	1							4
<i>Campanula rapunculus</i>		1		1	1								1						4
<i>Campanula rotundifolia</i>									1						1				2
<i>Capsella bursa-pastoris</i>							1							1					2
<i>Cardamine hirsuta</i>		1			1	1													3
<i>Cardamine pratensis</i>										1		1							2
<i>Cardaria draba</i>						1													1
<i>Carduus acanthoides</i>							1											1	2
<i>Carduus crispus</i>		2		1	1													1	4
<i>Carex flacca</i>															1				1
<i>Carex hirta</i>				1			1	1	1		1	2							6
<i>Carex spicata</i>														1					1

Untersuchungsflächen Artenzahl (gesamt: 250)	J1	J2	J3	J4	J5	JR	L1	L2	L3	L4	L5	LR	W1	W2	W3	W4	W5	WR	Stetig- keit
	32	49	28	37	52	52	58	52	52	60	52	44	65	64	70	61	72	40	
<i>Centaurea cyanus</i>							1		1										2
<i>Centaurea jacea</i> agg.			1				1	1	1	1			2		1				7
<i>Centaurea scabiosa</i>													1		1	1			3
<i>Centaureum erythraea</i>													1						1
<i>Cerastium arvense</i>		1		1			1	1	2	1		1							7
<i>Cerastium brachypetalum</i>													2	1		1			3
<i>Cerastium glomerata</i>										1		1							2
<i>Cerastium holosteoides</i>			1			1				1		2	1		1	1			7
<i>Chaerophyllum hirsutum</i>																1		1	2
<i>Chaerophyllum temulum</i>	1	1																	2
<i>Chenopodium album</i>								1											1
<i>Cichorium intybus</i>											1		1		1	1			4
<i>Cirsium arvense</i>		1			2	2	2	2	1	1	2	1	1	1	1			1	13
<i>Cirsium vulgare</i>						1							1		1		1		4
<i>Conium maculatum</i>																		1	1
<i>Convolvulus arvensis</i>	2	1		2	1	1	2	2			2		1	1	2	2	1	1	14
<i>Conyza canadensis</i>						1			1						1		1		4
<i>Cornus sanguinea</i> juv.		1																	1
<i>Coronilla varia</i>													2	1		2	1	2	5
<i>Crataegus monogyna</i> juv.																1			1
<i>Crepis biennis</i>							1			1									2
<i>Crepis capillaris</i>						1				1									2
<i>Cynoglossum officinale</i>																		1	1
<i>Dactylis glomerata</i>	2	1	2	1	1	2	1	2	1	2	2	2	1	2	1	2	2	1	18
<i>Daucus carota</i>			1		1	1	1	1	1	1			2	1			2		10
<i>Descurainia sophia</i>									1										1
<i>Dianthus carthusianorum</i>															1				1
<i>Dianthus deltoides</i>							1		1										2
<i>Echinops sphaerocephalus</i>																		1	1
<i>Echium vulgare</i>								1											1
<i>Elymus repens</i>	1			1	1		1	1	3	1	2	1		1	1				11
<i>Epilobium adnatum</i>																	1		1
<i>Epilobium angustifolium</i>						2		1											2
<i>Equisetum arvense</i>	1	1		1			1	1		1	2	1		1	2	1			11
<i>Erigeron acris</i>													1				1		2
<i>Erophila verna</i>						1							1				1		3
<i>Erysimum cheiranthoides</i>								1											1
<i>Euphorbia cyparissia</i>						1									1	2	1	1	5
<i>Falcaria vulgaris</i>													1	1	1	1	1		5
<i>Festuca arundinacea</i>															1		1		2
<i>Festuca pratensis</i>												1							1
<i>Festuca rubra</i>				1	1	1	1	1	2	1	1	3	1	1	2	2	2		14
<i>Fragaria vesca</i>													2				2		2
<i>Fumaria officinalis</i>															1				1
<i>Gagea pratensis</i>									1										1
<i>Galeopsis tetrahit</i>		1						1								1		1	4
<i>Galium aparine</i>	2	2	1	2	1	1	2	2	2	1	2			2	1	1	1	2	16
<i>Galium mollugo</i> agg.			1				2	1	1	1	2		2	3	2	2	3	1	12
<i>Galium verum</i>						1	1		1	1	1	1			2	1	1		10
<i>Gentiana cruciata</i>																		1	1
<i>Geranium columbinum</i>													1	1	1	1	1	1	6
<i>Geranium dissectum</i>														1					1
<i>Geranium pratense</i>														1	1	2			3
<i>Geranium pusillum</i>	1					1	1		1		1								5
<i>Geum urbanum</i>													1						2
<i>Glechoma hederacea</i>	1	1		1		1	1		1					2					7
<i>Helictotrichon pubescens</i>									1							1	1		3
<i>Heraclium sphondylium</i>	1	1		1			2	1		2	1		1	1	1		1		11
<i>Hieracium lachenalii</i> agg.																1			1
<i>Hieracium umbellatum</i>									1							1	1		3
<i>Hirschfeldia incana</i>						2													1
<i>Holcus lanatus</i>	1	1	2	1		2	1	1		3	1	1							10
<i>Holcus mollis</i>				1					1										2
<i>Hypericum dubium</i>			1																1
<i>Hypericum x desetangsii</i>			1																1
<i>Hypericum hirsutum</i>													1	1					2
<i>Hypericum perforatum</i>		1				1	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1		13
<i>Hypochaeris maculata</i>									1										1
<i>Inula conyza</i>													1				1	1	3



Untersuchungsflächen	J1	J2	J3	J4	J5	JR	L1	L2	L3	L4	L5	LR	W1	W2	W3	W4	W5	WR	Stetig- keit
Artenzahl (gesamt: 250)	32	49	28	37	52	52	58	52	52	60	52	44	65	64	70	61	72	40	
Rumex thyrsoiflorus							2	1	2	2	1								5
Salix caprea juv.										1									1
Salvia pratensis															1				1
Saponaria officinalis								1			1					1	1		4
Saxifraga granulata										1		1			1				3
<i>Scrophularia nodosa</i>						1													1
Secale cereale					1														1
Sedum maximum											1		1						2
Selinum carvifolia													1						1
Senecio erucifolius													3	1					2
Senecio inaequidens		1			2	3													3
Senecio jacobea			1		1	1							2		1				5
<i>Serratula tinctoria</i>																		1	1
Silene dioica		2																	1
Silene latifolia		2				2	1	1		1	1		1		1		1	1	10
Silene vulgaris														1					1
Silene x hampeana		2																	1
<i>Sinapis arvensis</i>															1				1
<i>Solidago canadensis</i>						1								1					2
<i>Solidago gigantea</i>						1			1										2
Sonchus asper					1														1
<i>Sonchus oleraceus</i>		1																	1
Stachys palustris								1											1
Stachys recta																1			1
Stachys sylvatica														1					1
Stellaria graminea							2			1	1	1			1				5
Stellaria holostea			1																1
Stellaria media		1			1	1	1	1	1		1	1						1	9
Symphoricarpos orbicularis (ang.)				1															1
Tanacetum vulgare						1	1	2	1	1		2		1			2		8
Taraxacum officinale agg.						1	1	1		2		2	1					1	7
<i>Thlaspi arvense</i>												1			1				2
<i>Thlaspi perfoliatum</i>																		1	1
<i>Thymus pulegioides</i>															1				1
Torilis japonica	1	1									1			1	1				5
Tragopogon pratensis agg.						1						1			1		1	1	5
<i>Trifolium campestre</i>													1		1	1	1		4
Trifolium dubium												1	1						2
Trifolium pratense										2		1			1				3
Trifolium repens										2		1							2
Tripleurospermum inodora				1	1				1				1				1		5
Trisetum flavescens													2		2				2
Tussilago farfara																1			1
Urtica dioica	2	3	2	3	1		2	2		1	1			1	1			1	12
<i>Valeriana repens</i>														1		1		1	3
Valeriana wallrothii													2						1
Valerianella locusta agg.					2			1					2	1		1	1	2	7
Verbascum densiflorum					2														1
Veronica arvensis					1	1	1	1	1			1	1	1	1	1	1	1	12
Veronica chamaedrys						1	1		1	1			1	1	2				7
Veronica hederifolia	1			1	1		1		1		1								6
Veronica persica														1					1
Veronica sublobata							1		1				1	1			1	1	6
<i>Veronica triphyllos</i>									1										1
Vicia angustifolia	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1		1	1	11
<i>Vicia cracca</i>							1	1	1	1	1	2				1	1		8
Vicia grandiflora									2	1									2
Vicia hirsuta		1	1	1	1	2	1								1		1	1	9
Vicia sepium	1	1	1											1	1	2	1		7
Vicia tenuifolia													1						1
Vicia tetrasperma		1	1	1	1	1		1			1				1	1	1		9
Viola arvensis					1				1		1			1			1	1	6
Viola hirta														1			1	1	3
<i>Viola odorata</i>							1						1			1			3

**Tab. A4 : Liste der Carabidae der Untersuchungsflächen mit Angaben zur Häufigkeit**

**Spalte Untersuchungsflächen**

Häufigkeit = absolute Fangzahlen (Summe von 4 Bodenfallen über 2 Jahre)

W = Untersuchungsraum Würzburg

L = Untersuchungsraum Leipzig

J = Untersuchungsraum Jülich

1 bis 5 = Untersuchungsflächen 1 bis 5

R = Referenzflächen

Nomenklatur nach TRAUTNER et al. (1997)

Untersuchungsflächen	J1	J2	J3	J4	J5	JR	L1	L2	L3	L4	L5	LR	W1	W2	W3	W4	W5	WR	Stetig- keit	Indi- viduen Zahl
Artenzahl (gesamt: 135 Arten)	26	30	36	33	26	38	61	67	58	63	55	44	45	51	39	35	45	41		
Individuenzahl (gesamt: 23.589)	930	688	354	233	403	1185	1806	1941	1844	2653	3949	3458	1034	683	525	303	390	1211		
Abax parallelepipedus		1	1	1			7				3		18	14	162	15	6	72	11	300
Agonum afrum								1		2									2	3
Agonum mülleri	1		1								1								3	3
Agonum sexpunctatum		1																	1	1
Agonum thoreyi														1					1	1
Agonum viduum										1									1	1
Amara aenea				1			5	4	12	3	5	2	1				1		9	34
Amara apricaria							1	3		1									3	5
Amara aulica						4				1	1	1	5				4		6	16
Amara bifrons		1					8	3	6	1	2	1							7	22
Amara communis		1				1	70	16	40	58	28	8	1	1		1		1	12	226
Amara consularis									5		4							1	3	10
Amara convexior	37	44	3	22	9	24	34	8	1	23	89	2	35	39	2	7	44	189	18	612
Amara equestris										1		1							2	2
Amara eurynota							2	1	1		2		1	1		5	1		8	13
Amara familiaris							12	4	16	6	2	3	2	2		1		1	10	49
Amara fulva										1		1							2	2
Amara ingenua							1												1	1
Amara kulti										1									1	1
Amara littorea											2								1	2
Amara lucida														1					1	1
Amara lunicollis	63	65	7	13	69	302	122	105	151	124	245	108	3	2	1		2	54	17	1436
Amara montivaga										1									1	1
Amara ovata					1	1		4	38	13	8		10	20	21	12	3	8	12	139
Amara plebeja			1	4	1	1	13	4	193	13	24	10							10	264
Amara similata							21	11	51	35	27	5	3	1	2				10	158
Amara tibialis							1												1	1
Amara tricuspidata									5	1									2	6
Anchomenus dorsalis	34	73	27	4	2	2	19	22	7	109	145		259	163	37	79	76	1	17	1059
Anisodactylus binotatus	1		13	1			1	1		1	1				1				8	20
Asaphidion flavipes						1				1				2					3	4
Badister bullatus	4	5	1	19	3	21	25	23	32	8	24	8	5	2	1	1	2	19	18	203
Badister lacertosus								3						2				1	3	6
Badister sodalis								1							1			3	3	5
Bembidion biguttatum								1											1	1
Bembidion guttula								2				2							2	4
Bembidion lampros		5	3	1		2	7	7	1	9	24	1	44	18	3	5	6		15	136
Bembidion lunulatum			1	1															2	2
Bembidion mannerheimii						1				1									2	2
Bembidion obtusum								2				1							2	3
Bembidion properans			1				18	14	10	16	9	1			1		1		9	71
Bembidion quadrimaculatum	1	1		1			1	2	2		3			1			1		9	13
Bembidion tetracolum	14	8	5			5				6	2			1					7	41
Brachinus crepitans													57	4	10	1	6	629	6	707
Brachinus explodens								1		1			10	1		2	1	2	7	18
Bradycellus caucasicus							1	1	1										3	3
Bradycellus esikii							2												1	2
Bradycellus verbasci						1	2												2	3
Calathus ambiguus							8	22	4	8	36	3							6	81
Calathus cinctus							22	31	21	9	11	2						1	7	97
Calathus fuscipes						2	190	360	81	499	1195	2066	28						8	4421
Calathus melanocephalus	3				1	1	100	82	258	58	106	186				2			10	797
Calathus rotundicollis	3	5			6		5		1						1		1		7	22
Callistus lunatus														1					1	1
Calosoma maderae								4	1										2	5
Carabus auratus								5	2				8						6	28
Carabus cancellatus														1	92	19	61	1	5	174
Carabus coriaceus			9	24	33				2	1		1		7	8	40	9	6	11	140
Carabus granulatus								7			2	4	2			3			5	18
Carabus monilis	59	13	31	9	2	19									3				7	136
Carabus nemoralis			10	1		3	4	25	4	1	4	19							9	71
Carabus problematicus															1				1	1



**Tab. A5 : Liste der Araneae der Untersuchungsflächen mit Angaben zur Häufigkeit**

**Spalte Untersuchungsflächen**

Häufigkeit = absolute Fangzahlen (Summe von 4 Bodenfallen über 2 Jahre)

W = Untersuchungsraum Würzburg

L = Untersuchungsraum Leipzig

J = Untersuchungsraum Jülich

1 bis 5 = Untersuchungsflächen 1 bis 5

R = Referenzflächen

Nomenklatur nach PLATEN et al. (1995)

Untersuchungsflächen	J1	J2	J3	J4	J5	JR	L1	L2	L3	L4	L5	LR	W1	W2	W3	W4	W5	WR	Stetig- keit	Indi- viduen Zahl
Artenzahl (gesamt: 177 Arten)	33	44	47	43	35	54	65	62	63	62	40	48	60	74	47	58	65	77		
Individuenzahl (gesamt: 18.571)	231	434	667	725	286	1963	1317	1151	1362	1346	688	3013	1505	973	405	381	755	1369		
Juvenile (gesamt: 4.672)	111	147	274	198	215	244	212	205	216	201	42	379	576	230	98	155	318	851		
<i>Agraeocina striata</i>																		1	1	1
<i>Agroeca brunnea</i>			3				4	3		1		1							4	6
<i>Agroeca cuprea</i>									1				2			3	7	22		5
<i>Agroeca proxima</i>							3	5	6	2	1									5
<i>Agyneta decora</i>						1														1
<i>Allomengea vidua</i>								1												1
<i>Alopecosa accentuata</i>														2						1
<i>Alopecosa cuneata</i>						9	19	13	85	7	12	244	153	18	16	34	45	27		13
<i>Alopecosa pulverulenta</i>	15	1		10	32	207	42	174	117	93	95	96	13	1	1	1	5	4		17
<i>Alopecosa trabalis</i>							1		3			3					10	14		5
<i>Antistea elegans</i>										3										1
<i>Apostenus fuscus</i>														6				3		2
<i>Araeoncus humilis</i>							1	4	9	1		2								5
<i>Argenna subnigra</i>					1								16	1		1	2	1		6
<i>Argiope bruennichi</i>									1											1
<i>Aulonia albimana</i>	1	1				3	44	19	10	34	5	1	86	18	27	45	128	54		15
<i>Bathypantes gracilis</i>	1		6			3	6	7	2	8	2	3	1							10
<i>Bathypantes nigrinus</i>																1				1
<i>Bathypantes parvulus</i>	3	2	1	2		2	4	3	1	8		1		23	49	7	10	4		15
<i>Bianor aurocinctus</i>																		2		1
<i>Centromerita bicolor</i>			1			3														2
<i>Centromerus incilium</i>													2			2		3		3
<i>Centromerus sylvaticus</i>	4	4	6			2	6	1	6	1	9	1	7	5	7	7	3	5		16
<i>Ceratinella brevis</i>		25	15	1			4	2	2		2									7
<i>Ceratinella scabrosa</i>				6																1
<i>Cicurina cicur</i>	14	26	14	14	1								4	5	4	6	7	4		11
<i>Clubiona diversa</i>													2							1
<i>Clubiona frutetorum</i>												1								1
<i>Clubiona lutescens</i>				2																1
<i>Clubiona neglecta</i>					4	1	1					1						1		5
<i>Clubiona reclusa</i>	1	2	3	1	1	4	1				1									8
<i>Clubiona subtilis</i>								2	1											2
<i>Cnephalocotes obscurus</i>						1			2				2	2		1	1	2		7
<i>Coelotes inermis</i>														2			9			2
<i>Collinsia submissa</i>														1						1
<i>Crustulina guttata</i>		1							1											2
<i>Dictyna arundinacea</i>										1										1
<i>Dicycymbium nigrum</i>			4	1		11	7			2	1	2		7		1				9
<i>Diplocephalus latifrons</i>			1															1		2
<i>Diplocephalus picinus</i>														1						1
<i>Diplostyla concolor</i>	11	16	26	28	1	22	61	13	18	35	11	1		11	1	9	4	1		17
<i>Drassodes pubescens</i>						3	2	1				6					1	10		6
<i>Drassyllus lutetianus</i>		1	4			26	10	5	6	7	6	23	8	13	5	1	1	7		15
<i>Drassyllus praeficus</i>								1	6	6	1		28	10		2	6	9		9
<i>Drassyllus pumilus</i>																		1		1
<i>Drassyllus pusillus</i>		2	4		2	27	35	26	63	24	22	78	57	41	3	13	33	7		16
<i>Drassyllus villicus</i>										1										1
<i>Dysdera crocota</i>				1	11															2
<i>Dysdera erythrina</i>					3								2	2	2	6	3	14		7
<i>Enoplognatha tecta</i>								2	3			1								3
<i>Enoplognatha thoracica</i>				2	4	1	1	2		1	1	21	4	5		1	4	8		13
<i>Erigone atra</i>	33	3	7	5		36	22	62	78	31	9	10	3	1	5	1		2		16
<i>Erigone dentipalpis</i>	1	1					4	32	15	17	4	2		8	1		1	1		12
<i>Erigonella hiemalis</i>										1			1	10	22	3	2	1		7
<i>Ero aphana</i>																	1			1
<i>Ero cambridgei</i>		1	1																	2
<i>Ero furcata</i>		2	1		1		1	3		1			3	3	3	1		2		11
<i>Euophrys aequipes</i>													4					1		2
<i>Euophrys frontalis</i>		1		2	4								1	1	1					6
<i>Euophrys herbigrada</i>									2											1
<i>Euophrys petrensis</i>													1				1			2
<i>Euryopsis flavomaculata</i>							8							1			5	5		4

	J1	J2	J3	J4	J5	JR	L1	L2	L3	L4	L5	LR	W1	W2	W3	W4	W5	WR	Stetig-	Indivi-
Untersuchungsflächen	33	44	47	43	35	54	65	62	63	62	40	48	60	74	47	58	65	77	keit	duiden
Artenzahl (gesamt: 177 Arten)	231	434	667	725	286	1963	1317	1151	1362	1346	688	3013	1505	973	405	381	755	1369		Zahl
Individuenzahl (gesamt: 18.571)	111	147	274	198	215	244	212	205	216	201	42	379	576	230	98	155	318	851		
Juvenile (gesamt: 4.672)																				
<i>Evarcha arcuata</i>													1	1				1	3	3
<i>Floronia bucculenta</i>								1											1	1
<i>Gibbaranea bituberculata</i>																				1
<i>Gonatium rubens</i>			1	4										1						3
<i>Gongyliidellum latebricola</i>																		2		1
<i>Hahnia nava</i>		36	46	7	4	76					1	1	32	19	6	4	1	19		13
<i>Hahnia pusilla</i>													1					9		2
<i>Haplodrassus signifer</i>							1	1	2	1		1		1				1		7
<i>Haplodrassus silvestris</i>							1			1										2
<i>Haplodrassus umbratilis</i>													151		3		13	30		4
<i>Harpactea rubicunda</i>								1												1
<i>Histopona torpida</i>														1						1
<i>Hyposinga sanguinea</i>																		1		1
<i>Larinioides cornutus</i>							1	1										1		3
<i>Lathys humilis</i>					1															1
<i>Lepthyphantes insignis</i>				1		2			2	1										4
<i>Lepthyphantes mengei</i>		1											1		19	3	6	2		6
<i>Lepthyphantes pallidus</i>	2	2	1	2		2	2	1	1					2	1	1	1			12
<i>Lepthyphantes tenebricola</i>							1		2											2
<i>Lepthyphantes tenuis</i>	12	12	24	11	8	17	33	16	26	28	34	6	24	37	65	31	22	7		18
<i>Lepthyphantes zimmermanni</i>															3	2				2
<i>Linyphia triangularis</i>	1																	1		2
<i>Meioneta beata</i>								1		2	1		4	4				5	1	7
<i>Meioneta rurestris</i>						1	4	2	13	1	2	11		2						8
<i>Meioneta saxatilis</i>															1					1
<i>Meioneta simplicitarsis</i>									1											1
<i>Micaria pulicaria</i>	1			1	5	1	1	2	4	3	1	2	4	2			4	9		14
<i>Micrargus herbigradus</i>		1	3	1		1		2				1	2	9	8	4	6	5		12
<i>Micrargus subaequalis</i>		1	1			6		2		2	1			20	2	1	1			10
<i>Microlinyphia pusilla</i>							1		2	1		1					2			5
<i>Myrmarachne formicaria</i>							1									1				2
<i>Neon reticulatus</i>														1	1			2		3
<i>Neriere clathrata</i>	5	2		4				1						2				1		6
<i>Neriere montana</i>								2												1
<i>Oedothorax apicatus</i>	13	2	1	7		1	13	33	18	19	19		11	37	14	1	2			15
<i>Oedothorax fuscus</i>	2																			1
<i>Oedothorax retusus</i>							2	7												2
<i>Ostearius melanopygius</i>							3											1		2
<i>Ozyptila atomaria</i>					2								17			3	3	4		5
<i>Ozyptila claveata</i>													31			2	29	4		4
<i>Ozyptila praticola</i>	1	7		30	9		1							1	1				4	8
<i>Ozyptila scabricula</i>													1							1
<i>Ozyptila simplex</i>	12	72		15		35							3	1						6
<i>Ozyptila trux</i>							8	19		32	7									4
<i>Pachygnatha clercki</i>			12						1			1	1							5
<i>Pachygnatha degeeri</i>	45	30	102	27	2	168	40	14	42	57	30	68	29	36	8	6	9	9		18
<i>Pardosa agrestis</i>									2	1		1	3	4		2	2			7
<i>Pardosa amentata</i>			6	1						25	1									4
<i>Pardosa bifasciata</i>													1	1		1		4		4
<i>Pardosa hortensis</i>														1			1	1		3
<i>Pardosa lugubris</i>			3				2							34		3	1	20		6
<i>Pardosa nigriceps</i>		4		1		15	27	1	10											6
<i>Pardosa palustris</i>	1		4	2		35	19	30	205	74	40	1802	11	12		3	2			14
<i>Pardosa prativaga</i>	17	91	236	399	11	747	584	488	100	133	107	175	4	1						14
<i>Pardosa pullata</i>	5	13	28	13		375	21	23	263	511	172	210	525	447	62	24	25	26		17
<i>Pardosa riparia</i>													48	5	3	77	182	632		6
<i>Pelecopsis parallela</i>					2		1	8	2			1	1							6
<i>Pelecopsis radicolica</i>							15	3		1	16			1						5
<i>Phlegra fasciata</i>										1			1	1			1			4
<i>Phrurolithus festivus</i>			1	1	1	6	4	1	2	2			1	5	1	2	22	6		14
<i>Phrurolithus minimus</i>							1											14		2
<i>Pirata hygrophilus</i>			10			1	1			7		2			1					6
<i>Pirata latitans</i>										17										1
<i>Pirata piraticus</i>										1										1
<i>Pisaura mirabilis</i>	1	1	1		1	1	2		1	2			7	1	1		4	2		13
<i>Pocadicnemis juncea</i>					1	3														2
<i>Pocadicnemis pumila</i>	1		3	2	11	11								5	3	4		4		9
<i>Porrhomma convexum</i>										1										1
<i>Porrhomma microphthalmum</i>	1							1							2		2			4
<i>Robertus lividus</i>		2	3	1			1	1	1	5		1	5	9	1	1	15			13
<i>Robertus neglectus</i>																		2		1
<i>Scotina celans</i>														1						1
<i>Silometopus elegans</i>																1				1
<i>Steatoda phalerata</i>																	1			1

Stemonyphantes lineatus		1		1		2	2							1		1	2			7	10
Tapinocyba insecta		2	4											13	7					4	26
Tapinocyba praecox			1																	1	1
Tegenaria atrica						2														1	2
Untersuchungsflächen	J1	J2	J3	J4	J5	JR	L1	L2	L3	L4	L5	LR	W1	W2	W3	W4	W5	WR	Stetig-	Indi-	
Artenzahl (gesamt: 177 Arten)	33	44	47	43	35	54	65	62	63	62	40	48	60	74	47	58	65	77	keit	viduen	
Individuenzahl (gesamt: 18.571)	231	434	667	725	286	1963	1317	1151	1362	1346	688	3013	1505	973	405	381	755	1369	Zahl		
Juvenile (gesamt: 4.672)	111	147	274	198	215	244	212	205	216	201	42	379	576	230	98	155	318	851			
Tegenaria picta			2	14	15															3	31
Tegenaria silvestris																	1			1	1
Thanatus striatus							1	1												2	2
Theridion bimaculatum							1	1	1					1	1				1	6	6
Theridion pictum								1												1	1
Tibellus oblongus							1	5			2		1						2	5	11
Tiso vagans			1			8		4	4			6								5	23
Trachyzelotes pedestris		8		39	40	3											1	1		6	92
Trochosa robusta													1							1	1
Trochosa ruricola		1		8	1	2	7	4	9	27	8	31	7	9	2	4	1	1		16	122
Trochosa terricola	15	30	43	47	56	16	160	70	126	65	39	78	53	15	16	22	43	189		18	1083
Troxochrus scabriculus	4			1		7	3													4	15
Walckenaeria acuminata		1	3			2										1				4	7
Walckenaeria alticeps																		2		1	2
Walckenaeria antica		1	1		1	5								3		2		6		7	19
Walckenaeria atrotibialis	4		10		2	8	19	4	8	5			6	3	5	2		3		13	79
Walckenaeria dysderoides			15				5		4	4	1		5	9	7	2	8	12		11	72
Walckenaeria incisa														1						1	1
Walckenaeria unicornis	1	3																		2	4
Walckenaeria vigilax	1			1				1			1			2		1				6	7
Xerolycosa miniata							2		5	4	1					1				5	13
Xysticus acerbus													1				1	1		3	3
Xysticus bifasciatus													63				1	4		3	68
Xysticus cf. lineatus															1	2	1	4		4	8
Xysticus cristatus		1			6	8	1	7	6	5	25	24	3	1	2	2	4		14	95	
Xysticus erraticus																		1		1	1
Xysticus kochi	1		1		1	7	4	1	8	1	12	69	2		1				12	108	
Xysticus ulmi		3	13			7														3	23
Zelotes aeneus								1	1											2	2
Zelotes electus							3	2	9	2	1	7								6	24
Zelotes latreillei	1	2	4	2		12	8	2	19	8	4	6	24	6	1	14	27	54		17	194
Zelotes longipes								4	4	1		1								4	10
Zelotes petrensis				2	38	1	1		2	1		2		1			21	14		10	83
Zelotes subterraneus			1				5	6	2			4				1				6	19
Zodarion germanicum																	7			1	7
Zodarion rubidum																		6		1	6
Zora spinimana				5	3	7	19	10	8	3		1	3	6	2	1		7		13	75
<b>Juvenile:</b>																					
Agelenidae				2													1			2	3
Zodariidae																	1			1	1
Zelotes							13	17	21	16	4	3								6	74
Xysticus							4	8	5	11	2	11								6	41
Trochosa	2	2	11	21	53	4	36	15	27	2		6	5	2	3	2	6	23		17	220
Thomisidae	31	37	16	14	18	17							55	8	10	24	30	26		12	286
Theridiidae												1								1	1
Salticidae	1		1	2	7		3						9	5		1	7	4		10	40
Tetragnathidae			3																	1	3
Pardosa	21	13	27	33	4	23	123	120	99	113	30	241	9	10	4	5	12	44		18	931
Linyphiidae		2	6	2	2	9	10	5	14	14		10	16	12	35	10	9	10		16	166
Lycosidae	53	89	200	105	76	166	17	33	36	42	6	80	412	173	41	96	175	663		18	2463
Juvenil		1	2	5												1				4	9
Euophrys			1																	1	1
Gnaphosidae	2	1	7	12	43	23		1	1	1		1	51	19	5	12	76	70		16	325
Ero	1	1				1														3	3
Episinus																	1			1	1
Agroeca												1								1	1
Alopecosa				1	1	1	5	6	13	1		25	17			1		5		11	76
Dysderidae		1			11								2	1		2		6		6	23
Ceratinella				1																1	1
Clubionidae							1			1								1		3	3



**Tab. A7: Liste der Coccinellidae der Untersuchungsflächen mit Angaben zur Häufigkeit**

**Spalte Untersuchungsflächen**

Häufigkeit = absolute Fangzahlen (Summe von 4 Bodenfallen über 2 Jahre und Sichtbeobachtungen)

W = Untersuchungsraum Würzburg

L = Untersuchungsraum Leipzig

J = Untersuchungsraum Jülich

1 bis 5 = Untersuchungsflächen 1 bis 5

R = Referenzflächen

Nomenklatur nach FREUDE et al. (1976)

Untersuchungsflächen	J1	J2	J3	J4	J5	JR	L1	L2	L3	L4	L5	LR	W1	W2	W3	W4	W5	WR	Stetig- keit	Indi- viduen Zahl
Artenzahl (gesamt: 9 Arten)	3	2	5	4	3	2	4	4	4	5	2	5	2	2	3	3	4	2		
Individuenzahl (gesamt: 483)	11	32	23	32	26	17	51	34	51	17	8	23	13	18	14	18	60	35		
<i>Adalia bipunctata</i>	1	2		2						1		1							5	7
<i>Adonia variegata</i>							1	2	11								7		5	21
<i>Calvia quatuordecimpunctata</i>			1							1									3	2
<i>Coccinella septempunctata</i>	9	30	19	27	11	7	20	21	13	10	7	15	12	12	9	12	33	15	18	282
<i>Propylaea quatuordecimpunctata</i>			1	1			15	3	10	2	1	3	1		1	3	8		13	49
<i>Rhizobius chrysoloides</i>																			2	1
<i>Synharmonia conglobata</i>					2														2	2
<i>Thea vigintiduopunctata</i>			1																2	1
<i>Tytthaspis sedecimpunctata</i>	1		1	2	13	10	15	8	17	3		3		6	4	3	12	20	15	118

**Tab. A8: Liste der Saltatoria der Untersuchungsflächen mit Angaben zur Häufigkeit**

**Spalte Untersuchungsflächen**

Häufigkeit (qualitative Schätzwerte nach Verhörung)

1 = selten verhört

2 = regelmäßig verhört

3 = häufig verhört

W = Untersuchungsraum Würzburg

L = Untersuchungsraum Leipzig

J = Untersuchungsraum Jülich

1 bis 5 = Untersuchungsflächen 1 bis 5

R = Referenzflächen

Nomenklatur nach BELLMANN (1993)

Untersuchungsflächen	J1	J2	J3	J4	J5	JR	L1	L2	L3	L4	L5	LR	W1	W2	W3	W4	W5	WR	Stetig- keit	Indi- viduen Zahl
Artenzahl (gesamt: 16)	2	4	6	7	6	6	10	8	7	4	6	10	8	9	5	7	10	9		
Pholidoptera griseoptera		2		1			1							1				1		5
<i>Chorthippus albomarginatus</i>							1	1				2					1			4
<i>Chorthippus apricarius</i>							3	2	1		1									4
<i>Chorthippus biguttulus</i>	1		2	3	3	1	2	2	2	2	2	3	3	2	2	3	3	3		17
<i>Chorthippus parallelus</i>	2	1	2	3	3	3	3	3	3	3	2	3	3	3	2	2	3	1		18
<i>Chorthippus dorsatus</i>							1					2	1				2			4
<i>Chorthippus brunneus</i>				1	2	2	2	2	1		1	1	1	1			2	2		12
<i>Chorthippus mollis</i>																2	2	1		3
<i>Tettigonia viridissima</i>			1	1	1	1	2	2	2			1	3	2		1	1	1		13
<i>Metrioptera roeseli</i>			1				3	2	2	1	2	3	2	1	1	2	2	2		13
<i>Metrioptera bicolor</i>												2			1					2
<i>Omocestus viridulus</i>												3								1
<i>Conocephalus discolor</i>		1	1	1	1	2	1	1		1	1		1	1		1	1			13
<i>Gomphocerippus rufus</i>		1												1				1		3
<i>Phaneroptera falcata</i>			1	1	2	3							2	1	1	1	2	2		10
<i>Gryllus campestris</i>									1			1								2

**Tab. A9: Liste der Syrphidae der Untersuchungsflächen mit Angaben zur Häufigkeit**

**Spalte Untersuchungsflächen**

Häufigkeit = absolute Fangzahlen (Summe über 2 Jahre, Sichtbeobachtung)

W = Untersuchungsraum Würzburg

L = Untersuchungsraum Leipzig

J = Untersuchungsraum Jülich

1 bis 5 = Untersuchungsflächen 1 bis 5

R = Referenzflächen

Nomenklatur nach SSYMANK et al. (1998)

Untersuchungsflächen	J1	J2	J3	J4	J5	JR	L1	L2	L3	L4	L5	LR	W1	W2	W3	W4	W5	WR	Stetig- keit	Indi- viduen Zahl	
Artenzahl (gesamt: 77 Arten)	14	12	17	14	17	18	32	20	18	34	15	26	29	32	28	27	34	12			
Individuenzahl (gesamt: 4.049)	100	31	59	43	121	173	503	193	250	349	146	255	574	180	230	229	584	29			
<i>Cheilosia albitarsis</i>										9						1				2	10
<i>Cheilosia barbata</i>														2	1			2		3	5
<i>Cheilosia cf. velutina</i>										1										1	1
<i>Cheilosia flavipes</i>													1							1	1
<i>Cheilosia illustrata</i>			1						1						1	1				4	4

	Untersuchungsflächen						Artenzahl (gesamt: 77 Arten)						Individuenzahl (gesamt: 4.049)						Stetig-	Indi-	
	J1	J2	J3	J4	J5	JR	L1	L2	L3	L4	L5	LR	W1	W2	W3	W4	W5	WR	keit	viduen	
	14	12	17	14	17	18	32	20	18	34	15	26	29	32	28	27	34	12		Zahl	
	100	31	59	43	121	173	503	193	250	349	146	255	574	180	230	229	584	29			
Cheiliosia intonsa										1						1				2	2
Cheiliosia pagana										2					1	4				4	13
Untersuchungsflächen	J1	J2	J3	J4	J5	JR	L1	L2	L3	L4	L5	LR	W1	W2	W3	W4	W5	WR	Stetig-	Indi-	
Artenzahl (gesamt: 77 Arten)	14	12	17	14	17	18	32	20	18	34	15	26	29	32	28	27	34	12	keit	viduen	
Individuenzahl (gesamt: 4.049)	100	31	59	43	121	173	503	193	250	349	146	255	574	180	230	229	584	29		Zahl	
Cheiliosia proxima									4			1	1		1					4	7
Cheiliosia semifasciata					1															1	1
Cheiliosia variabilis														1	2					2	3
Cheiliosia vernalis agg.						1							5	1	5					5	16
Cheiliosia vicina														1						1	1
Cheiliosia vulpina														2				2		2	4
Chrysogaster solstitialis							1							3						2	4
Chrysotoxum arcuatum							10									1	7	1		4	19
Chrysotoxum bicinctum			1				1			1							5	1		5	9
Chrysotoxum cautum			2						1				2	2	3	6	18			7	34
Chrysotoxum vernale							2													1	2
Chrysotoxum verralli							4						1	3	1	1	9			7	25
Dasysyrphus albostrigatus																	1			1	1
Dasysyrphus pauxillus										1										1	1
Episyrphus balteatus	15	4	7	5	10	9	53	26	20	23	13	40	90	18	30	40	38	2		18	443
Eristalinus sepulchralis							1			1										3	3
Eristalis arbustorum	1	1	1	1	3	1	7	3	1	3			2				2			12	26
Eristalis horticola							7											1		3	11
Eristalis interrupta					3	2	46	1	3	4		7		1						8	67
Eristalis jugorum										1				1						2	2
Eristalis pertinax	1			1			22			2		3	1				2			7	32
Eristalis pseudorupium												1								1	1
Eristalis tenax	4	1	3	2	11	22	78	13	9	13	3	30	83	13	11	3	59			17	358
Eumerus strigatus										1							2			2	3
Eupeodes corollae		1	2	4	3	7	14	9	5	8	3	7	11	4	1	5	10			16	94
Eupeodes latifasciatus							1			1						2				3	4
Eupeodes luniger				1				1												2	2
Eupeodes nitens																	1			1	1
Ferdinanda cuprea			1																	1	1
Helophilus hybridus													1							1	1
Helophilus pendulus					4			1	1	21		1				1				6	29
Helophilus trivittatus			2		3	14	19	20	6	17	1	15	30	4		6	20			13	157
Melanostoma mellinum	40	7	11	8	10	12	41	64	55	59	41	30	54	43	61	68	158	7		18	769
Merodon equestris										1										1	1
Myathropa florea					1		24			2		1	1				2			6	31
Neocnemodon spec.															1	1	1			3	3
Neoscia podagrica						1	1							1						3	3
Paragus finitimus													1	4						2	5
Paragus haemorrhous									1								1			2	2
Paragus sp. (w)							1	1				1					1			4	4
Parasyrphus annulatus			1																	1	1
Pipiza noctiluca																1				1	1
Pipizella annulata													1	4	3	1	1			5	10
Pipizella divicoi																	1			1	1
Pipizella sp. (w)				1		3				3		1	1	1	4		8			8	22
Pipizella viduata				1				1		1			1	4	7		4			7	19
Pipizella zenegenensis													4			1	4			3	9
Platycheirus albianus			1							1		10	1		1					5	14
Platycheirus angustatus	3					2		1	4	3	1					3	2			8	19
Platycheirus clypeatus	13		4	2	2	1	9	7	9	24	24	14		10	18	28	31	1		16	197
Platycheirus fulviventris																1				1	1
Platycheirus manicatus		2				7						1	1							4	11
Platycheirus peltatus	2	1				1	6			23	1	1	3	3	6	13		1		12	61
Platycheirus scutatus																				1	1
Rhingia campestris			1	8	1															3	10
Scaeva pyrastris							6	2	1			3	9	3	4	1	3			9	32
Scaeva selenitica							1													1	1
Sphaerophoria sp. (w)	4	2			1	1	17	8	11	26	10	1	21	5	13	5	10	1		16	136
Sphaerophoria interrupta							1													1	1
Sphaerophoria rupeellii							2								1					2	3
Sphaerophoria scripta	7	8	16	6	11	30	105	25	116	68	43	50	229	32	40	29	138	7		18	960
Sphaerophoria taeniata							1	2		6			10		4	4	16			7	43
Syrpitta pipiens	5	2	2	2	54	57	7	4	2	15	2	16	1	7	3	2	10	3		18	194
Syrphus ribesii	3	1	3		2	2	7	1	2	2	1	2	5	1	1		7			15	40
Syrphus torvus															2					1	2
Syrphus vitripennis	1				1		6	3	3	1			3	1	1		10			10	30
Volucella bombylans	1	1												1		2				4	5
Xanthogramma festivum																		1		1	1
Xanthogramma pedissequum				1			2								2					3	5
Xylota segnis														2		1				2	3

**Tab. A10: Liste der Hymenopteren der Untersuchungsflächen mit Angaben zur Häufigkeit**

**Spalte Untersuchungsflächen**

Häufigkeit = absolute Fangzahlen (Sichtbeobachtungen über 2 Jahre)

W = Untersuchungsraum Würzburg

L = Untersuchungsraum Leipzig

J = Untersuchungsraum Jülich

1 bis 5 = Untersuchungsflächen 1 bis 5

R = Referenzflächen

Nomenklatur nach DATHE et al. (2001), WESTRICH & DATHE (1997) u.a.

Untersuchungsflächen	J1	J2	J3	J4	J5	JR	L1	L2	L3	L4	L5	LR	W1	W2	W3	W4	W5	WR	Stetig- keit	Indi- viduen Zahl
Artenzahl (gesamt: 111 Arten)	19	11	12	20	22	19	31	21	18	29	24	18	15	18	17	15	41	9		
Individuenzahl (gesamt: 1178)	34	29	33	59	44	38	117	66	66	67	75	45	99	97	36	43	173	57		
Agenioides sericeus																	1		1	1
Ammophila pubescens							1	1	1										3	3
Ancistrocerus gazella				1	1	1													3	3
Ancistrocerus nigricornis												2					1		2	3
Andrena bicolor					1			4	2	1	10				3				6	21
Andrena cineraria								1	4		2								3	7
Andrena dorsata					5					1	2			1					4	9
Andrena flavipes	1				2		2	3	3	1	8						2		8	22
Andrena fulva											2								1	2
Andrena haemorrhhoa							1	4	8	7	5	4							6	29
Andrena hattorfiana							1												1	1
Andrena jacobii	2	1	1												1				4	5
Andrena minutula	1	1	3							3			1	3		1		2	8	15
Andrena nigroaenea								4			4	1				1			4	10
Anoplius concinnus																	1		1	1
Anoplius viaticus								2											1	2
Anthidium byssinum											3						2		2	5
Anthidium manicatum												1							1	1
Anthidium strigatum			2		1														2	3
Anthophora acervorum	1			6					20	3	14								5	44
Anthophora retusa	1																		1	1
Arachnospila spissa											2			2					2	4
Bombus bohemicus					1							1							2	2
Bombus humilis															1		2	4	3	7
Bombus lapidarius	2	2	2	4	3	6	19	9	4	7		2	31	11	7	9	11	1	17	130
Bombus lucorum	5		7	5	3		4	11	6	1		6	3	6	4	1	9	4	15	75
Bombus pascuorum	6	9	5	17	4	2	9	4	1	1		10	6	4	7	6	16	16	17	123
Bombus pratorum	1			1															2	2
Bombus rupestris										1									1	1
Bombus sylvarum							7	1		3		1	9		2	8	9	27	9	67
Bombus terrestris		2										3							2	5
Bombus vestalis		1	2																2	3
Ceratina cyanea					1														1	1
Cerceris arenaria							4	1		1									3	6
Cerceris rybyensis																1			1	1
Colletes daviesanus						1											12		2	13
Colletes fodiens							11	2				1							3	14
Colletes similis																	3		1	3
Crabro cribrarius							1								1				2	2
Crabro peltarius							1												1	1
Crossocerus distinguendus							2			2							1		2	3
Crossocerus elongatulus	1				1		1	2		1									5	6
Crossocerus vagabundus	1																		1	1
Crossocerus wesmaeli																	1		1	1
Dolichovespula saxonica	1													1					2	2
Dolichovespula sylvestris															2	3	1	1	4	7
Ectemnius continuus							2			2									3	5
Ectemnius lapidarius					1		3				1						3	1	5	9
Ectemnius ruficornis						1												1	2	2
Episyron albonotatum						1													1	1
Eucera nigrescens															1	5	15		3	21
Halictus maculatus																	6		1	6
Halictus quadricinctus							3												1	3
Halictus rubicundus												1	1	3					3	5
Halictus scabiosae																	4	1	2	5
Halictus sexcinctus	1						7												2	8
Halictus simplex					1												2		3	4
Halictus tumulorum				2	1	1	1		1						16	1	1	4	9	28
Hylaeus angustatus				1															1	1
Hylaeus annularis						9											1		2	10
Hylaeus brevicornis	1			1	5	2	2							1	1				7	13
Hylaeus communis							1										1		2	2
Hylaeus confusus			2					1						1					3	4

Untersuchungsflächen	J1	J2	J3	J4	J5	JR	L1	L2	L3	L4	L5	LR	W1	W2	W3	W4	W5	WR	Stetig- keit	Indi- viduen Zahl
Artenzahl (gesamt: 111 Arten)	19	11	12	20	22	19	31	21	18	29	24	18	15	18	17	15	41	9		
Individuenzahl (gesamt: 1178)	34	29	33	59	44	38	117	66	66	67	75	45	99	97	36	43	173	57		
<i>Hylaeus grecleri</i>											1				1				2	2
<i>Hylaeus variegatus</i>																	1		1	1
<i>Lasioglossum albipes</i>								2		9	3						1		4	15
<i>Lasioglossum calceatum</i>		2			4	2	1	1		1	1		19	36	1	1	12		12	81
<i>Lasioglossum costulatum</i>							1												1	1
<i>Lasioglossum fulvicorne</i>														1			3		2	4
<i>Lasioglossum laticeps</i>								7	3	6	2		13	6			9		7	46
<i>Lasioglossum lativentre</i>							1												1	1
<i>Lasioglossum leucozonium</i>						1													1	1
<i>Lasioglossum lucidulum</i>				2															1	2
<i>Lasioglossum morio</i>																	7		1	7
<i>Lasioglossum nitidiusculum</i>									3	4									2	7
<i>Lasioglossum parvulum</i>												6							1	6
<i>Lasioglossum quadrinotatum</i>										1									1	1
<i>Lasioglossum semilucens</i>																	3		1	3
<i>Lasioglossum xanthopus</i>																	9		1	9
<i>Lestica clypeata</i>										1				1					2	2
<i>Lindenus albilabris</i>	1			1			21	7	1	1							1		7	33
<i>Lindenus pygmaeus</i>				1															1	1
<i>Megachile rotunda</i>																	1		1	1
<i>Mellinus arvensis</i>											1								1	1
<i>Mimuesa dahlbohmi</i>						3										1	1		3	5
<i>Nomada flava</i>	1	1	1	1	2						2		1	2	1				9	12
<i>Nomada fucata</i>											4								1	4
<i>Nomada marshamella</i>						1		1		1		1					5		5	9
<i>Nomada ruficornis</i>									1			2							2	3
<i>Nomada sheppardana</i>											2		3		1				3	6
<i>Nomada succincta</i>												1	1		1				3	3
<i>Osmia bicornis</i>											2								1	2
<i>Osmia campanularum</i>				2															1	2
<i>Osmia crenulata</i>			1																1	1
<i>Osmia truncorum</i>			2		1	1	2												4	6
<i>Oxybelus quatuordecimnotatus</i>							4		1										2	5
<i>Oxybelus uniglumis</i>				3		1													2	4
<i>Panurgus calcaratus</i>									1										1	1
<i>Pemphredon rugifer</i>				1							1								2	2
<i>Philanthus triangulum</i>		1			1														2	2
<i>Polistes dominulus</i>	1			4	3	1			1	3							4		7	17
<i>Polistes nympa</i>													6				1		2	7
<i>Sphecodes gibbus</i>						1				1			3						3	5
<i>Sphecodes pellucidus</i>										2									1	2
<i>Sphecodes punctipes</i>		1								1									2	2
<i>Sphecodes rufiventris</i>								2			1	1							3	4
<i>Stelis breviscula</i>								1											1	1
<i>Tiphia femorata</i>							1			1									2	2
<i>Vespula germanica</i>	5			1	1	1	1	1		1	1			1		1	4		11	18
<i>Vespula rufa</i>				1			1				1								3	3
<i>Vespula vulgaris</i>	1	8	5	4	1	2	1					1	1	1	1	3	1		13	30

**Tab. A11: Blütenpflanzen und Blütenbesucher**

**Abkürzungen:**

AZ = Artenzahl

IZ = Individuenzahl

AF = Aufnahme­fläche

Sph.-Gr. = *Sphaerophoria scripta* -Arten­gruppe (Zeiger für Blütenangebot, vgl. Tab. A2)

Typ	Vegetationskundliche Beschreibung (vereinfacht)	Blütenpflanzen (ohne Gräser)		Sph.-Gr. : mittlere IZ/AF	Schwebfliegen alle Arten der AF			Hautflügler alle Arten der AF		
		mittlere AZ/AF	absolute AZ der AF		mittlere IZ/AF	mittlere AZ/AF	absolute AZ der AF	mittlere IZ/AF	mittlere AZ/AF	absolute AZ der AF
<b>Grundtyp</b>	<b>Glatthaferwiese</b>									
1	artenarme Ausbildung	13	22	12	41	14	23	7,8	4,3	14
2	Hahnenfuß-Fuchsschwanzwiese	21	39	28	74	19	34	16	10	29
<b>Grundtyp</b>	<b>rudera­le Glatthaferwiese</b>									
3	hoher Anteil Ruderalarten	18	35	52	107	21	32	29	12	31
4	mittlerer Anteil Ruderalarten	15	23	11	22	8,5	12	17	10	11
5	Übergang Queckenbestand	14	26	33	55	9,3	18	17	7,8	18
6	hoher Anteil Ruderalarten	17	37	14	44	10	21	19	11	26
7	Fuchsschwanz-Dominanzbestand	14	19	5	14	4	5	20	10	12
8	Übergang Straußgrasbestand	8,3	18	18	24	8	14	4	2,8	10
9	Dominanzbestand der Wehrlosen-Trespe	8	16	5,3	11	6	16	3	2,3	7
10	Glatthafer-(Brenn­sel)-Dominanzbestand	8	34	3,4	12	5,4	19	4,5	2,8	15
11	Glatthafer-Dominanzbestand, Südhang	11	30	14	17	6,8	17	3,5	2,7	10
12	mittlerer Anteil Ruderalarten	12	34	7,3	30	8,8	18	19	5,8	13
13	hoher Anteil Ruderalarten	25	35	21	62	20	28	18	11	16
14	Anteil mesophiler Saumarten	22	49	10	40	12	26	7,5	5	15
15	hoher Anteil wärmeliebender Saumarten	19	48	47	105	19	36	29	15	40
16	Anteil Arten basiphiler Xerothermrasen	28	51	48	71	14	27	20	6,5	11
17	Glatthafer-Dominanzbestand, Südhang	11	24	1,3	4,5	4	11	9	3	7