

# Darstellung maskierter Nutzungseffekte auf naturraumspezifische Artengemeinschaften grasiger Feldraine mithilfe von Restvarianzmustern

Richard Ottermanns · Hans Toni Ratte · Martina Roß-Nickoll

Eingegangen: 13. Februar 2009/Revision: 27. August 2009/Akzeptiert: 25. November 2009  
© Springer-Verlag 2010

**Zusammenfassung** *Hintergrund und Ziel* Grasige Feldraine besitzen in der Agrarlandschaft eine hohe Bedeutung in Bezug auf die Erhaltung standorttypischer Arthropodengemeinschaften, deren Biodiversität und der damit verknüpften Ökosystemfunktionen. Die Struktur terrestrischer Lebensgemeinschaften wird durch anthropogene Beeinträchtigung verändert, was zum Ersatz sensibler durch tolerante Arten führen kann. Vor allem der negative Einfluss von Pestiziden auf Fauna und Flora, die damit verbundenen funktionalen Aspekte (Ökosystemfunktionen) sowie die resultierende Verarmung der Systeme sind für Agrarsysteme seit längerem unumstritten und werden aufgrund der Spray-Drift auch für die angrenzenden Feldraine vermutet.

Die hier vorgestellte Studie untersuchte die Auswirkung nutzungsbedingter Einflüsse wie Mahd, Nährstoffeintrag und Pflanzenschutzmittel auf die Lebensgemeinschaften grasiger Feldraine. Verglichen wurden Referenzflächen, auf denen aufgrund der fehlenden Nutzung im direkten Umland keine Einflüsse auf die Lebensgemeinschaften zu erwarten waren und Nichtzielflächen, auf denen diese nicht auszuschließen waren. Untersucht wurden Standorte in drei Naturräumen: der Jülicher Börde, am nordöstlichen Rand der Leipziger Tieflandsbucht (Dahlen-Dübener Heiden) und im Raum Mainfranken bei Würzburg (Marktheidenfelder

Platte). In die Analysen wurden, neben den krautigen und grasigen Vegetationsbeständen, die epigäischen Arthropodenzönosen der Carabiden, Araneen, Collembolen, Hymenopteren, Syrphiden und Coccinelliden sowie abiotische Parameter einbezogen.

Das Ziel dieser Untersuchung war die Entwicklung einer statistischen Methode, die geeignet ist, die Anteile einzelner Einflussgrößen an der Gesamtvarianz von Freilanddaten, unter besonderer Berücksichtigung nicht beobachtbarer Nutzungseinflüsse wie Pflanzenschutzmitteleinträge, mithilfe eines Ausschlussverfahrens darzustellen. Die Extraktion von Restvarianzmustern ermöglichte die Aufdeckung maskierter Effekte auf einer unter dem reinen Abundanzmuster liegenden Skala.

*Material und Methoden* Die Variabilität im Artenspektrum wurde mithilfe einer nichtmetrischen multidimensionalen Skalierung (NMDS) visualisiert. Indikatorartenanalysen lieferten diejenigen Arten, die als statistisch signifikante Indikatoren für die Standortbedingungen erkannt werden konnten. Der Zusammenhang zwischen der Artzusammensetzung und den Umweltfaktoren wurde mithilfe einer kanonischen Korrespondenzanalyse statistisch modelliert. Durch Varianzpartitionierung war es möglich, den Varianzanteil zu extrahieren, welcher sich an ein Set von Kovariablen binden ließ. Für die verbleibende Residualvarianz konnte nicht ausgeschlossen werden, dass diese auf einen Pestizideinfluss zurückzuführen war.

*Ergebnisse* Die Analysen zeigten, dass sowohl die Lebensgemeinschaften der Referenzen als auch der Nichtzielflächen in allen drei Naturräumen eine eigene Qualität besitzen und aufgrund der ökologischen Distanz (Bray-Curtis) klar voneinander unterschieden werden konnten. Auf der Basis der Anteile der Variabilität, welche statistisch durch einen nutzungsbedingten Einfluss zu erklären waren, konnten zwei unterschiedliche Richtungen von Reaktionen auf

---

Verantwortlicher Herausgeber: Christoph Schulte

R. Ottermanns (✉) · H. T. Ratte · M. Roß-Nickoll  
RWTH Aachen, Institut für Umweltforschung,  
Worringerweg 1, 52074 Aachen, Deutschland  
E-Mail: ottermanns@bio5.rwth-aachen.de

H. T. Ratte  
E-Mail: toni.ratte@bio5.rwth-aachen.de

M. Roß-Nickoll  
E-Mail: ross@bio5.rwth-aachen.de

nutzungsbedingte Einflüsse unterschieden werden: zum einen der Rückgang sensibler Arten und zum anderen die Zunahme konkurrenzstärkerer Spezies.

**Diskussion** Mithilfe der Residualvarianzen konnte ein eindeutiger Einfluss einzelner nutzungsbedingter Parameter auf die Lebensgemeinschaften der Bodenarthropoden sowie der Vegetation unterhalb des Abundanzmusters gezeigt werden. Die in den Rohdaten zu beobachtenden Abundanzverschiebungen wurden auf einen multidimensionalen Faktorenkomplex zurückgeführt, der durch den Einsatz einer partiellen Ordinationstechnik aufgelöst und so der Zusammenhang zwischen nutzungsbedingten Parametern und den beobachteten Veränderungen in den Lebensgemeinschaften quantifiziert werden konnte. Anhand der hier vorgestellten Methode konnte gezeigt werden, dass nach Ausschluss der Kovariablen in den Rohdaten Muster zu erkennen waren, die mit einem Nutzungseffekt korreliert werden konnten.

**Schlussfolgerungen** Nutzungsbedingte Einflüsse in den Nichtzielflächen nivellierten die naturraumspezifischen Artengemeinschaften in Richtung naturraumübergreifender, ubiquitär geprägter Zönosen. Die Hypothese des Rückgangs sensibler Arten sowie der Zunahme toleranter Arten aufgrund einer Pestizidbeeinflussung konnte gestärkt und quantifiziert werden. Sensible Arten, die in den Nichtzielflächen gegenüber den Referenzflächen zurückgingen, zeigten je nach Naturraum unterschiedlich starke Nutzungsempfindlichkeiten. Ihnen wurde ein größeres Indikationspotenzial zugesprochen als den in den Nichtzielflächen gegenüber den Referenzen zunehmenden, toleranteren Arten. Aus der Gruppe der sensiblen Arten konnten mit *Pardosa palustris* und *Poecilus cupreus* zwei naturraumspezifische Indikatoren für den maskierten Nutzungseffekt isoliert werden.

**Empfehlungen und Ausblick** Eine naturraumspezifische Betrachtung der Nutzungseffekte wird aufgrund der unterschiedlichen Empfindlichkeiten der Arten in den Lebensgemeinschaften der drei Untersuchungsgebiete als notwendig angesehen. Die Ausarbeitung und Präzisierung standorttypischer Referenzzustände für terrestrische Agrarsysteme bleibt eine wichtige Aufgabe für die Zukunft. Das vorgestellte Verfahren leitet ein naturraumspezifisches, komplexes Wirkungsmuster anthropogener Beeinträchtigungen auf terrestrische Lebensgemeinschaften ab. Es ist geeignet, maskierte Effekte zu extrahieren und damit beispielsweise einen nachhaltigeren Umgang mit Pflanzenschutzmitteln zu unterstützen. Darüber hinaus bietet es die Möglichkeit zur Validierung von Bewertungssystemen für die Auswirkung von Nutzungseinflüssen auf terrestrische Arthropoden und Pflanzen. Die standortbezogenen, artspezifischen Empfindlichkeitswerte ermöglichen zudem eine regionalisierte Betrachtung ökotoxikologischer Effekte und die Integration in räumlich explizite Effektbewertungsmodelle.

**Schlüsselwörter** Agrarlandschaft · Bodenarthropoden · Monitoring · Nutzungseinflüsse · *Pardosa palustris* · *Poecilus cupreus* · Regionalisierte Effektbewertung · Statistische Modellierung · Varianzpartitionierung · Vegetation

### **A procedure to detect masked effects on macrochore-specific species communities in grassy field margins using residual variance patterns**

**Abstract** *Background and aim* Grassy field margins have a high relevance in agricultural landscapes regarding the preservation of typical arthropod communities, their biodiversity and the ecological system functions linked with it. The structure of terrestrial communities is affected by anthropogenic impairment, which can lead to the replacement of sensitive by more tolerant species. The negative influence of pesticides on fauna and flora as well as the associated functional aspects (ecological system functions) and the reduction of biodiversity are undisputed since longer for agrarian systems and can also be assumed for grassy field margins due to spray-drift.

The case study presented here examined the effect of influences related to utilization on the plant and arthropod communities of grassy field margins. Reference sites, on which due to missing farming in the direct surrounding countryside no utilization influences on the communities were present, were compared to non-target sites, on which these influences could not be excluded. Sites in three German macrochores were examined: in the Jülicher Börde, at the northeastern edge of the Leipziger low lands and in the area Mainfranken near Würzburg, all of them intensely used agricultural landscapes. Beside the vegetation, the epigeic arthropod communities of carabid beetles, spiders, springtails, hymenopterans, hover flies and ladybirds as well as abiotic parameters were included in the analysis.

The aim of the study was the development of a statistical exclusion procedure which is capable to quantify the amount of variation in field community data which can be attributed to isolated factors. Special attention was paid to non-observable utilization impacts like undocumented pesticide application. The extraction of patterns of residual variance allowed for the uncovering of masked effects on a scale below the obvious abundance pattern.

**Materials and methods** The variability in the species composition was visualized with the help of non-metric multidimensional scaling (NMDS). Indicator species analysis revealed those species which could be recognized as statistically significant indicators for local conditions. The relationship between the species composition and the environmental factors was statistically modeled by canonical correspondence analysis. By variance partitioning it was possible to

extract the variance portion which could be bound to a set of covariables. For the remaining residual variance it could not be excluded that this resulted from a pesticide influence.

**Results** The analyses based on the ecological distance (Bray-Curtis) showed that the communities in reference sites and non-target sites could be clearly distinguished in all three landscapes. Based on the portions of variance which could be explained statistically by a utilization related influence, two different directions of reaction to the utilization related variables could be stated. On the one hand there were sensitive species, showing reduced abundances in the non-target sites, on the other hand there were species increasing in abundance in the non-target sites, recruiting from the group of strong competitors.

**Discussion** By the use of residual variances a clear influence of utilization related parameters on the community of soil arthropods and vegetation could be shown. The observed abundances shifts between reference sites and non-target sites in the raw data were attributed to a multi-dimensional factor complex which could be split up by the use of partial ordination methods, quantifying the relationships to the utilization related parameters. It was demonstrated that special utilization correlated patterns could be found in the raw data after eliminating the influence of the covariables.

**Conclusions** Utilization related influences in the non-target sites evened out the characteristic communities for the three landscapes towards a comprehensive, ubiquitous species composition. The hypothesis of decreasing abundance of sensitive species and the augmentation of tolerant species due to a potential pesticide influence could be underpinned and quantified. Sensitive species which showed a significant reduction in abundance between reference and non-target sites showed a much higher sensitivity to the influences and thus were assigned a higher indicator potential than tolerant species. From the group of the sensitive species *Pardosa palustris* and *Poecilus cupreus* could be isolated as two promising macrochore-specific indicator species for the masked effects.

**Recommendations and perspectives** A macrochore-specific assessment of utilization effects was requested for future studies due to the different sensitivities of the species in the three landscapes. The elaboration and specifying of reference conditions for terrestrial agrarian systems is an important task for the future. The presented approach deduces a macrochore-specific, complex effect pattern of anthropogenic impairment on terrestrial species communities. It can be used to extract masked effects and by this facilitates a more sustainable use of e.g. plant protection products. Furthermore it provides an opportunity to validate evaluation systems for the effects of utilization impacts on terrestrial vegetation and arthropods. Additionally the species sensitivities with respect to the macrochores allow a regionalized assessment of ecotoxicological effects and the integration into spatially explicit effect assessment models.

**Keywords** Agricultural landscape · Monitoring · *Pardosa palustris* · *Poecilus cupreus* · Regionalized effect assessment · Soil arthropods · Statistical modelling · Utilisation related impacts · Variance decomposition · Vegetation

## 1 Einleitung

Eine Vielzahl ökologischer Studien belegt die Bedeutung grasiger Feldraine in der Agrarlandschaft in Bezug auf die Erhaltung standorttypischer Arthropoden- und Pflanzengemeinschaften, deren Biodiversität und der damit verknüpften zahlreichen Ökosystemfunktionen. Käfer, Spinnen und andere Organismengruppen wurden als wichtige Bestandteile agrarischer Ökosysteme erkannt, so z. B. als Destruenten pflanzlicher Biomasse, Antagonisten für Schadinsekten oder als notwendige Nahrungsressource für Vögel (Boatman et al. 2004; Marshall und Moonen 2002; Thomas und Marshall 1999; Brust 1993; Dennis und Fry 1992; Kromp und Steinberger 1992; Winder 1990; Lund und Turpin 1977; Johnson und Cameron 1969).

Die Struktur feldraintypischer Lebensgemeinschaften, die Dichte und die Zusammensetzung des Artenspektrums, wird durch anthropogene Nutzung, z. B. durch Einbringen von Xenobiotika und Nährstoffen, beeinträchtigt. Dies kann zu Veränderungen der Abundanz- und Dominanzverhältnisse sowie zum Ersatz sensibler durch tolerante Arten führen (Asteraki et al. 1995; Marrs 1993; Sotherton 1985) und damit zur Reduktion und zum Verlust standorttypischer Biodiversität. Sowohl das auffällige Fehlen standorttypischer Arten als auch die Ausbildung untypischer Dominanzbestände kann in diesem Sinne als Störung der Lebensgemeinschaft und Reaktion auf einen wachsenden Nutzungsdruck verstanden werden.

Der negative Einfluss von Pestiziden auf Fauna und Flora und die daraus resultierende Verarmung ist für Agrarsysteme seit längerem unumstritten (Clough et al. 2005; Matson et al. 1997; Swift et al. 1996; Greig-Smith 1990) und wird aufgrund der Spray-Drift auch für die angrenzenden Feldraine vermutet (Kleijn und Snoeijsing 1997; Davis et al. 1994; Marshall 1987). Darüber hinaus gelten in Feldrainen Ökosystemfunktionen, bedingt durch Veränderungen in Diversität und Zönosenzusammensetzung, als gefährdet (Le Cœur et al. 2002), ebenso die Funktionen als Überwinterungshabitate für räuberische Arthropoden (Harwood et al. 1992; Lys und Nentwik 1992; Lys 1994; Zangger 1994), als Bruthabitate bestäubender Insekten (Bäckman und Tiainen 2002) oder als Erosionspuffer (Mérot 1999).

Die Erfassung und Bewertung ökotoxikologischer Einflüsse auf Populationen oder Zönosen kann in Effektstudien, z. B. in Mesokosmen mithilfe von Mehrrentests, Higher-Tier-Tests oder als Einzelarttests im Labor stattfinden. Die

Sensitivitäten der Organismen definieren diese als Bioindikatoren bzw. Testarten, aus deren Vorkommen bzw. Vitalität Rückschlüsse auf die Einflüsse bestimmter Faktoren möglich sind. Die in Effektstudien verwendeten Testsysteme sollen hierbei als ein geeignetes Abbild der Vorgänge in der Natur gelten. Die Quantifizierung adverser Effekte in Freilandssystemen, z. B. im Biodiversitätsmonitoring im Rahmen von Bodenschutzgesetz und Wasserrahmenrichtlinie, gestaltet sich jedoch schwierig. Die Organismen zeigen, im Vergleich zum kontrollierten Experiment, innerhalb der komplexen Lebensgemeinschaften abweichende Reaktionen. Starke lokale Standortfaktoren wie Nährstoffe maskieren unter Freilandbedingungen zudem Effekte einzelner nutzungsbedingter Faktoren wie Bodenverdichtung oder Pestizideintrag. Kombinationseffekte erschweren zusätzlich den Rückschluss auf einzelne Einflussgrößen.

Von den natürlichen abiotischen Umweltparametern sind vor allem die Bodeneigenschaften, die meist vielschichtige summarische Parameter darstellen, in ihrer Gesamtwirkung auf Diversität und Struktur terrestrischer Lebensgemeinschaften nur schwer zu beurteilen. Direkte Faktoren wirken in unterschiedlicher Weise in einem Faktorenkomplex und den daraus resultierenden Gradienten auf Flora und Fauna. Indirekte Effekte und Wirkungsketten über die Vegetation auf die tierischen Organismen können eine Verstärkung oder eine Abschwächung der Reaktion auf direkte Effekte bewirken.

Ziel dieser Studie war die Entwicklung einer statistischen Methode, die geeignet ist, die Anteile einzelner Einflussgrößen an der Gesamtvarianz von Freilanddaten, unter besonderer Berücksichtigung nicht gemessener nutzungsbedingter Faktoren wie Pflanzenschutzmitteleinträge, mithilfe eines Ausschlussverfahrens darzustellen. Die Extraktion von Restvarianzmustern ermöglicht die Aufdeckung maskierter Effekte auf einer unter dem reinen Abundanzmuster liegenden Skala, welche aus Rohdaten nicht ersichtlich sind.

Darüber hinaus leistet die Studie einen Beitrag zur relativen Bedeutung anthropogener Nutzung als Einflussgröße in Bezug auf den Erhaltungszustand terrestrischer Pflanzen- und Invertebratengemeinschaften (KOM 2009; FFH-Richtlinie 1992), zur Beschreibung der Lebensgemeinschaften von Feldrainen als potenzielles Schutzgut bei der Bewertung von Umweltauswirkungen von Pflanzenschutzmitteln (PSM-Richtlinie 1991) sowie zur Entwicklung eines ökologischen Mustererkennungsprozesses (Ottermanns 2008a).

## 2 Datenbasis

Die hier vorgestellte Fallstudie basiert auf einem Datensatz, der im Rahmen des Projektes „Die Arthropodenfauna von grasigen Feldrainen (off crop) und die Konsequenzen für die Bewertung der Auswirkungen von Pflanzenschutzmit-

teln auf den terrestrischen Bereich des Naturhaushaltes“ erhoben wurde (Roß-Nickoll et al. 2004). Ziele dieses Projektes waren Aufnahme und Typisierung der Biozönosen von grasreichen Feldrainen in der Agrarlandschaft, Identifikation ökologischer Schlüsselarten und Überprüfung der verwendeten Testspezies nach Pflanzenschutzgesetz und EU-Wirkstoffprüfung gemäß Richtlinie 91/414/EWG auf ihre Eignung als Surrogatvariablen für die analysierte Biozönose.

Untersucht wurden die epigäischen Arthropodenzönosen und Vegetationsbestände grasiger Feldraine in drei Naturräumen, die repräsentativ für ackerbaulich intensiv genutzte Landschaften innerhalb Deutschlands sind. Die Bezeichnungen der Haupteinheiten folgen Meynen und Schmithüsen (1953–1962): der Jülicher Börde (554), am nordöstlichen Rand der Leipziger Tieflandsbucht (Dahlen-Dübener Heiden, 880) und im Raum Mainfranken bei Würzburg (Marktheidenfelder Platte).

In jedem Naturraum wurden 24 Flächen von je 25 m<sup>2</sup> Größe beprobt, davon vier von angrenzender Ackernutzung unbeeinflusste (Entfernung zum nächsten Acker: Jülich 25 m, Leipzig 150 m, Würzburg > 150 m), im Weiteren als Referenzen bezeichnet und 20 direkt anschließend zum Acker gelegene Flächen (in Leipzig und Würzburg Getreide, in Jülich zusätzlich Zuckerrüben), im Weiteren als Nichtzielflächen bezeichnet. In die Analysen wurden, neben der Vegetation und einer Vielzahl abiotischer Parameter, Arthropodengruppen verschiedener trophischer Ebenen, unterschiedlicher Mobilität sowie struktureller Einnischung untersucht, die zugleich über eine Relevanz im Rahmen ökotoxikologischer Testverfahren verfügen und für die genügend Hintergrundwissen über die Ökologie der Arten verfügbar ist: Laufkäfer, Spinnen, Springschwänze, Hautflügler, Schwebfliegen und Marienkäfer (Tabelle 1).

Die Vegetation wurde in den Monaten Mai und Juli 2001 nach der Methodik von Braun-Blanquet (1964) aufgenommen. Als dominierende Art trat in den meisten Aufnahmen der Glatthafer (*Arrhenatherum elatius*) auf. Je nach geologischem Untergrund, Pflege, Beschattung und Nährstoffgehalten waren mit dem Glatthafer verschiedene Pflanzenarten vergesellschaftet, sodass die Standorte aus pflanzensoziologischer Sicht den Gesellschaften der Tiefland-Glatthaferwiese und der ruderalen Glatthaferwiese zugeordnet werden konnten. Zur Erfassung epigäischer Räuber (Carabidae, Araneae) wurden vier Bodenfallen je Untersuchungsfläche eingesetzt (von April bis Oktober durchgehend betrieben, Leerung und Kontrolle alle zwei Wochen), die Erfassung der Collembolen erfolgte alle zwei Wochen mit vier üblichen Bodenstechzylindern je Untersuchungsfläche. Die Erhebung der Blütenbesuchergemeinschaft (Syrphidae, Hymenoptera) sowie der Marienkäfer (Coccinellidae) erfolgte hauptsächlich durch Sichtbeobachtungen und Käschern, ebenfalls im zweiwöchigen Rhythmus.

**Tabelle 1** Aufgenommene Parameter im zugrunde liegenden Datensatz

Variable (Variablentyp)	Ausprägung	Variable (Variablentyp)	Ausprägung
Organismengruppe (Abundanzen)	Vegetation	Bodentyp (binär)	Braunerde
	Carabiden		Braunerde z. T. pseudovergleyt
	Araneen		Parabraunerde
	Collembolen		Parabraunerde z. T. erodiert
	Hymenopteren		Pseudogley-Parabraunerde
	Syrphiden		Rendzina
	Coccinelliden		Sand-Braunerde
Reliefform (binär)	Eben	Abiotik (metrisch)	Pseudogley-Braunerde
	Hang		Lehmsand-Gley
	Leichte Senke		teilweise anthropogen überprägt
	Leichte Kuppe		Braunerde/Parabraunerde
Exposition (binär)	SO	Abiotik (metrisch)	Rein kolluvial
	NO		Trockenmasse [%]
	NW		WHK d. Originalprobe [ml/100 g]
	S		WHK d. getrock. Probe [ml/100 g]
	SW		Glühverlust [%]
	N		Stickstoff gesamt [g/kg TS]
	C/N-Verhältnis		
Geologische Unterlage (binär)	Mittlerer Muschelkalk	Flächeneigenschaften (metrisch)	Phosphorpentoxid [mg/kg]
	Unterer Muschelkalk		Calcium [mg/kg]
	Löß über Hauptterrassenschotter		Aluminium [mg/kg]
	Sand auf Geschiebemergel		Al/Ca-Verhältnis
	Sand auf miocänem Ton		pH-Wert (CaCl <sub>2</sub> )
	Geschiebemergel, oberflächlich entkalkt		
	Wiesenton		Höhe üNN [m]
Standorttyp (binär)	Jülich	Flächennutzung (binär)	Hangneigung [%]
	Jülich Referenz		Breite [m]
	Würzburg	Geografische Koordinaten (metrisch)	Brache
	Würzburg Referenz		unregelmäßige Mahd
	Leipzig		Mahd
	Leipzig Referenz		N Breite
		Ö Länge	

### 3 Methoden

Eine zentrale Annahme in der vorliegenden Studie war, dass auf den Referenzflächen, aufgrund der fehlenden Nutzung im direkten Umland, kein Nutzungseinfluss auf die Lebensgemeinschaften vorlag, auf den Nichtzielflächen dieser jedoch nicht auszuschließen war. Der Nachweis einer Wirkung auf die Lebensgemeinschaften war nicht durch den reinen Vergleich der beobachteten Artenspektren möglich, da ein Nutzungseffekt nur eine der möglichen Einflussgrößen war, deren Auswirkung durch den auf die Zönosen einwirkenden Faktorenkomplex maskiert wurde. Zudem lagen keine quantitativen Daten, z. B. zur Pestizidbelastung, vor, sodass eine Korrelation der Artenspektren mit Messdaten

nicht möglich war. Daher wurde eine statistische Methode entwickelt, die es erlaubte, den Teil der Varianz in den Abundanzdaten darzustellen, der sich an den statistisch isolierten Nutzungseffekt binden lässt.

Die Repräsentativität des Sammelaufwandes wurde mithilfe von Artenakkumulationskurven und des nicht parametrischen Jackknife-Schätzers Typ 1 (Palmer 1990; Heltshe und Forrester 1983; Burnham und Overton 1979) für alle Organismengruppen getrennt beurteilt. Es ergab sich für alle Gruppen eine ähnlich hohe Erfassungsrate von 75 bis 86 % des Schätzers, sodass eine vergleichende Untersuchung der Gemeinschaften als gerechtfertigt angesehen wurde.

Die Variabilität im Artenspektrum wurde mithilfe einer nichtmetrischen multidimensionalen Skalierung (NMDS,

Kruskal 1964; Shepard 1962) visualisiert. Die NMDS gehört zu einer Familie von Ordinationsverfahren, die auf der ökologischen Distanz zwischen Objekten basieren. Ziel dieses Verfahrens ist die Abbildung  $n$  multivariater Objekte in einem reduzierten  $k$ -dimensionalen Ordinationsraum (Ordinationsachsen), bei gleichzeitiger Konservierung der ökologischen Distanzen bezüglich ihrer Rangfolge (Legendre und Legendre 1998). Die Berechnung erfolgte mit CANOCO für Windows 4.53 (ter Braak und Šmilauer 2002) unter Verwendung der Bray-Curtis-Distanz. Zur Ermittlung der optimalen Dimensionalität wurde die NMDS in einer Voranalyse zunächst mit einer abnehmenden Anzahl von 6 bis 1 Achsen berechnet (step-down procedure). Zur Vermeidung lokaler Minima wurden 100 Permutationen je Analyse durchgeführt. Die Anpassungsgüte (Modellqualität) der NMDS wurde mithilfe des finalen Stresswertes beurteilt. Die NMDS wurde gegenüber der Hauptkomponentenanalyse sowie der Korrespondenzanalyse bevorzugt, da die NMDS erfahrungsgemäß weniger empfindlich auf Extremwerte und unterschiedliche Verteilungen der Abundanzwerte in den einzelnen Organismenklassen reagiert (Minchin 1987). Alle Analysen wurden zunächst für die einzelnen Organismengruppen getrennt durchgeführt und im Anschluss vergleichend bewertet. Die hier präsentierte Analyse aller vereinigten Organismengruppen repräsentiert das Ergebnis dieser vergleichenden Bewertungen in zufriedenstellendem Maße. Dies gilt sowohl für den Vergleich von Vegetations- als auch von Arthropodendaten.

Im Anschluss wurde, für die Naturräume getrennt, eine Indikatorartenanalyse durchgeführt, die als Ergebnis diejenigen Arten lieferte, die als statistisch signifikante Indikatoren für die Standortbedingungen auf Referenzen und Nichtzielflächen in Jülich, Leipzig und Würzburg erkannt werden konnten. Ausschließlich für diese Arten wurden im Folgenden das Bioindikationspotenzial und die Tendenz zur Dominanzbildung untersucht. Die Indikatorartenanalyse (indicator species analysis) nach Dufřène und Legendre (1997) ist eine ökologisch motivierte Methode zur Reduktion der Variablenzahl auf ein geringeres Set charakteristischer Arten, die ein signifikantes Vorkommen in vordefinierten Standortgruppen zeigen. Sie dient damit einem häufig verfolgten Ziel biozönotischer Analysen, der Entwicklung und Gütecharakterisierung von Bioindikatoren für bestimmte Umweltbedingungen (McCune und Mefford 1999). Unter der Annahme, dass Standorte anhand der durch die Umweltbedingungen bestimmten Zönosen klassifiziert werden können, stellt die Methode eine einfache Möglichkeit zur Berechnung von Indikatorwerten für bestimmte Arten dar. Der Indikatorwert ( $IV$ ) wird aus mittleren Abundanzen, relativen Abundanzen und der relativen Stetigkeit einer Art in einer Standortgruppe berechnet, die statistische Signifikanz ( $p$ ) wird mithilfe eines Monte-Carlo-Permutationstestes ermittelt. Die Berechnungen erfolgten mit dem Programm

ket PC-ORD 4.5 (McCune und Mefford 1999). Mithilfe dieser Methode wurden hier charakteristische Indikatoren für Referenzen und Nichtzielflächen in allen drei Naturräumen ermittelt. Alle Arten, die für eine gegebene Standortgruppe die Bedingungen  $IV \geq 50$  und  $p \leq 0,05$  erfüllten, wurden als charakteristische Indikatorarten dieser Standortgruppe zugeordnet. Die verwendeten Schwellenwerte haben sich in vergangenen Studien als gut geeignet zur Indikation von Standortbedingungen erwiesen. Eine Analyse nach Organismengruppen getrennt war hier nicht erforderlich, da von der verwendeten Methode keine Kovarianzen zwischen den Variablen erfasst werden.

Der Zusammenhang zwischen der Artzusammensetzung und den Umweltfaktoren in Referenzen und Nichtzielflächen wurde mithilfe eines eingeschränkten Ordinationsverfahrens, der kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA; ter Braak 1986, 1987), statistisch modelliert. Gesucht war in diesem Zusammenhang der Anteil der Variabilität in den Zönosen, der alleine auf den oben definierten Nutzungseinfluss in den Nichtzielflächen zurückzuführen ist. Die kanonische Korrespondenzanalyse ist ein häufig angewandtes Verfahren eingeschränkter Ordination in der Biozönoseforschung, in dem die Primärdatenmatrix indirekt ordiniert wird. Die Analyse basiert auf dem von Hill (1973) entwickelten Algorithmus der wechselseitigen Mittelwertbildung (reciprocal averaging). Die Einschränkung gegenüber der zugrunde liegenden uneingeschränkten Korrespondenzanalyse besteht darin, dass die Umweltvariablen, die zur Interpretation herangezogen werden, direkt in den Algorithmus einbezogen werden. Der kanonischen Korrespondenzanalyse wurde hier gegenüber der alternativen Methode der kanonischen Korrelationsanalyse der Vorzug gegeben, da sich letztere aufgrund der strengen linearen Restriktionen häufig als ungeeignet zur Analyse ökologischer Daten erwiesen hat (Gauch und Wentworth 1976).

Wie in der univariaten Statistik im Falle der Varianzanalyse (ANOVA), ist auch im multivariaten Fall das Verfahren der Varianzpartitionierung (Variance decomposition, Whitaker 1984) geeignet, nach Deklaration bestimmter Umweltparameter als Kovariablen, den Varianzanteil der verbleibenden Variablen zu extrahieren (Cushman und McGarigal 2002; Økland und Eilertsen 1994; Borcard et al. 1992). In einer partiellen kanonischen Korrespondenzanalyse (ter Braak und Prentice 1988) wurden daher alle Standortfaktoren, bis auf die nominale Klassenzugehörigkeit einer Untersuchungsfläche zu Referenz bzw. Nichtzielfläche (z. B. J und JR), als Kovariablen deklariert. Der verbleibende Varianzanteil wurde dann an die nominalen Klassen J bzw. JR gebunden und damit die verbleibenden Unterschiede in der Artzusammensetzung auf die nicht beobachteten Nutzungseffekte, wie z. B. einen Pestizideffekt in den Nichtzielflächen, zurückgeführt. Da bei Deklaration aller Variablen bis auf J/JR als Kovariablen der verbleibende Varianzanteil für eine CCA zu

klein war, wurde die Analyse indirekt durchgeführt. Hierzu wurden nur *J/JR* als Kovariablen deklariert und das Ergebnis mit einer CCA ohne Kovariablen verglichen. Zur Entwicklung geeigneter Monitoringsysteme war eine getrennte Analyse der Naturräume notwendig, da standortökologische Faktoren die Struktur der Zönosen in starkem Maße prägten und damit nutzungsbedingte Effekte maskierten. Alle Berechnungen wurden mit CANOCO für Windows 4.53 unter Verwendung der Standardeinstellungen durchgeführt.

Nach ter Braak und Šmilauer (2002) ergibt sich die Varianzzerlegung aus den Kennwerten der partiellen CCA nach Gl. 1,

$$T.i. = \text{varenv} + \text{varcov} + \text{unexplained} = \text{sum can.}$$

$$[1] \quad \lambda + \frac{T.i. - \text{sum } \lambda}{T.i.} + \left( 1 - \text{sum can. } \lambda - \frac{T.i. - \text{sum } \lambda}{T.i.} \right)$$

wobei *T.i.* = total inertia, *varenv* = Varianz erklärt durch Umweltvariablen außer Kovariablen, *varcov* = Varianz erklärt durch Kovariablen, *unexplained* = in der CCA unerklärte Varianz, *sum can.λ* = Summe aller kanonischen Eigenwerte, *sumλ* = Summe aller nicht kanonischen Eigenwerte.

Aus den Ergebnissen der kanonischen Korrespondenzanalyse wurden nun zu dem oben berechneten Nutzungseffekt Arten extrahiert, die besonders starke Reaktionen zeigten. Einerseits wurden auf Nutzungseffekte sensibel reagierende Arten bestimmt, die in den Nichtzielflächen gegenüber den Referenzen zurückgingen. Diese Arten wurden auf ihre Eignung als potenzielle Bioindikatoren für ein Monitoring weitergehend untersucht. Andererseits wurden nutzungs-tolerante Arten abgeleitet, deren zunehmendes Vorkommen in den Nichtreferenzen die Überprüfung der These von der Dominanzbildung (Roß-Nickoll et al. 2004) aufgrund von Nutzungseinflüssen ermöglichte.

Die Extraktion der Arten basierte auf dem arteigenen Varianzanteil, der in der kanonischen Korrespondenzanalyse durch die jeweils eingesetzten Umweltvariablen erklärt werden konnte (%EXPL). Hierzu wurde eine vollständige kanonische Korrespondenzanalyse mit allen zur Verfügung stehenden Umweltvariablen ohne Verwendung von Kovariablen für jeden Naturraum berechnet und der sich ergebende erklärte Anteil der Varianz (%EXPL all) mit dem der zuvor berechneten partiellen Analyse (%EXPL part) verrechnet. Aus der Differenz der beiden Werte ( $\Delta\text{EXPL}$ ) ergab sich für die extrahierten Indikatorarten der Anteil der Varianz pro Art, der alleine auf die Kovariablen Referenz/Nichtzielfläche (z.B. *J/JR*), d.h. die Frage, ob es sich um einen Referenzstandort handelt oder nicht, zurückzuführen war (Gl. 2)

$$[2] \quad \Delta\text{EXPL} = \frac{\%EXPL_{\text{all}} - \%EXPL_{\text{part}}}{\%EXPL_{\text{part}}}$$

Für den in  $\Delta\text{EXPL}$  angegebenen Varianzanteil der Arten kann nicht ausgeschlossen werden, dass dieser auf einen

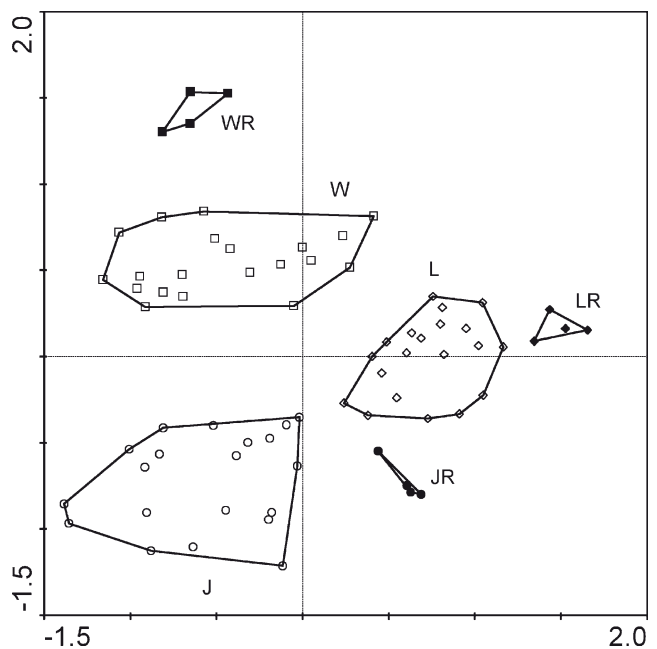
Nutzungseinfluss zurückzuführen ist und damit das vermehrte Vorkommen im Falle der nutzungs-toleranten Arten bzw. der Rückgang in den Nichtzielflächen im Falle der nutzungs-sensiblen Arten, z.B. durch einen Pestizideffekt, erklärt werden kann.

## 4 Ergebnisse

**NMDS** Die Variabilität der Lebensgemeinschaften (Vegetation, Carabidae, Araneae, Syrphidae, Hymenoptera, Coccinellidae) in Referenzen und Nichtzielflächen ist in Abb. 1 im Ordinationsdiagramm der NMDS dargestellt. Das Ergebnis repräsentiert zum großen Teil das Variabilitätsmuster der artenreichen Gruppen der Vegetation, Laufkäfer und Spinnen (196, 136 bzw. 177 Arten). Der Stresswert dieser Lösung kann mit 0,17 als ausreichend gewertet werden (Kruskal und Carmone 1973). Die Ordination zeigt, dass sowohl die Lebensgemeinschaften der Referenzen als auch der Nichtzielflächen in allen drei Naturräumen eine eigene Qualität besitzen und aufgrund der ökologischen Distanz klar voneinander separiert werden können.

**Partielle kanonische Korrespondenzanalyse zur Extraktion eines maskierten Nutzungseffektes** Tabelle 2 fasst die Ergebnisse der partiellen CCA zusammen. Die daraus nach Gl. 1 berechneten Varianzanteile sind in Abb. 2 dargestellt.

Der Anteil *unexplained* bleibt durch die zur Verfügung stehenden Umweltvariablen unerklärt, der Anteil *varenv*



**Abb. 1** 2-dimensionale NMDS-Lösung für die Abundanzwerte aller Organismengruppen auf Basis der Bray-Curtis-Distanz (offene Symbole: Nichtzielflächen *J/L/W*, gefüllte Symbole: Referenzen *JR/LR/WR*, *J*=Jülich, *L*=Leipzig, *W*=Würzburg, final stress 0,174)

**Tabelle 2** Ergebnisse der partiellen CCA für die drei untersuchten Naturräume (sum  $\lambda$  = Summe aller Eigenwerte,  $\lambda_{AX1}$  = Eigenwert der ersten Ordinationsachse, T. i. = Total inertia, sum can.  $\lambda$  = Summe aller kanonischen Eigenwerte,  $p(AX1)$  = Signifikanz der ersten Ordinationsachse und  $p(AXall)$  = Signifikanz aller Ordinationsachsen)

	sum $\lambda$	$\lambda_{AX1}$	T. i.	sum can. $\lambda$	$p(AX1)$	$p(AXall)$
Jülich	2,144	0,357	2,532	1,737	0,020	0,002
Leipzig	1,175	0,215	1,494	1,088	0,154	0,002
Würzburg	1,993	0,319	2,487	1,779	0,014	0,002

ist der Varianzanteil, der den Umweltvariablen außer J/JR, L/LR, W/WR zugeschrieben werden kann. Der Anteil *varcov* schließlich ist der Varianzanteil, der durch die Kovariablen J/JR, L/LR, W/WR erklärt wird.

Für letzteren kann der Einfluss anthropogener Störfaktoren, die in *varenv* erfasst sind, ausgeschlossen werden, so z. B. Einflüsse durch Veränderung der Bodenstruktur, Mahd oder Nährstoffeintrag. Damit verbleiben in *varcov* die Faktoren, die zwar nicht gemessen wurden, sich aber in der Unterscheidung J/JR, L/LR bzw. W/WR niederschlagen, wozu nach den eingangs getroffenen Annahmen zusammen mit den nicht erfassten Effekten auch der Einfluss von Pestiziden zu zählen ist. Im vorliegenden Fall kann daher für 15 % der Varianz in Jülich, 21 % der Varianz in Leipzig und 20 % der Varianz in Würzburg der Einfluss von Pflanzenschutzmitteln nicht ausgeschlossen werden (Abb. 2). Für die Anteile *varenv* und *unexplained* ist dies dagegen aus

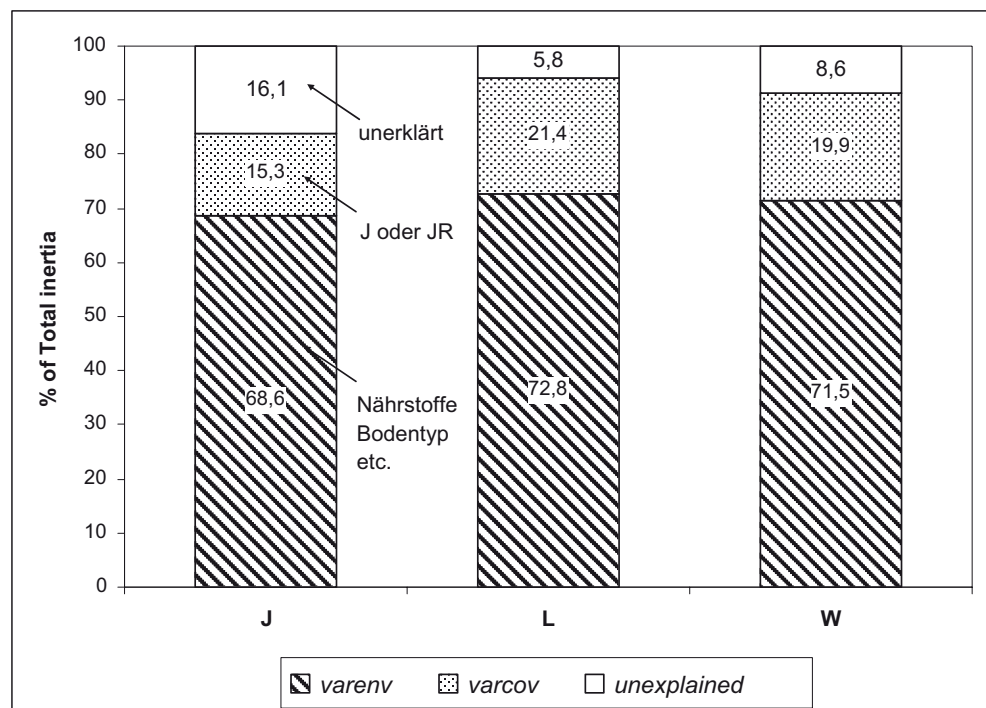
oben genannten Gründen ausgeschlossen. Für die hier verwendeten Kovariablen lässt sich ein relativ großer Einfluss (15–20% der Gesamtvarianz) auf die Artzusammensetzung feststellen. Daher ist es nicht verwunderlich, dass nach Abzug des Varianzanteils der Kovariablen die Eigenwerte der CCA niedrig liegen und sich die erste Ordinationsachse, vor allem für Leipzig, nicht durch Signifikanz auszeichnet (siehe Tabelle 2). Auffällig ist das unterschiedliche Verhältnis zwischen den Anteilen *unexplained* und *varcov* in den drei untersuchten Naturräumen (Abb. 2).

*Indikatorartenanalyse* Tabelle 3 zeigt die Ergebnisse der Indikatorartenanalyse. Angegeben sind die Indikatoren für Referenzen und Nichtzielflächen der drei Naturräume, die Indikatorwerte der Arten sowie die zugehörige Signifikanz aus dem Monte-Carlo-Permutationstest.

*Extraktion sensibler und toleranter Arten im Hinblick auf einen maskierten Nutzungseffekt* Tabelle 3 zeigt die berechneten Nutzungseffekte für ausgewählte Indikatorarten mit den nach Gl. 2 berechneten  $\Delta$ EXPL-Werten. Je größer  $\Delta$ EXPL, desto deutlicher ist der Effekt. Je größer der zugehörige Indikatorwert, desto größer ist dessen statistische Signifikanz zu sehen, wobei für alle Indikatorwerte  $p \leq 0,05$  gilt. Arten, die in Roß-Nickoll et al. (2004) als ökotoxikologische Testarten vorgeschlagen wurden, sind in der Tabelle mit \* markiert.

*Sensible Arten als potenzielle Bioindikatoren und Monitoringarten* Die Indikatoren der Referenzflächen (30 Arten, hauptsächlich Laufkäfer und Spinnen) werden als sensible Arten bezeichnet und stellen naturraumspezifische, poten-

**Abb. 2** Varianzzerlegung aufgrund uneingeschränkter und eingeschränkter kanonischer Korrespondenzanalyse (*unexplained* = Varianzanteil der durch die zur Verfügung stehenden Umweltvariablen unerklärt bleibt, *varenv* = Varianzanteil der den Umweltvariablen außer J/JR, L/LR, W/WR zugeschrieben werden kann, *varcov* = Varianzanteil der durch die Kovariablen J/JR, L/LR, W/WR erklärt wird)





**Tabelle 3** Ergebnisse der Indikatorartenanalyse und maskierte Nutzungseffekte für ausgewählte Indikatorarten der Referenzen (nutzungssensible Arten, Abnahme) und Nichtzielflächen (nutzungstolerante Arten, Zunahme) (sensible Arten, die in Roß-Nickoll et al. (2004) als ökotoxikologische Testarten vorgeschlagen wurden, sind in der Spalte „Testart“ mit \* markiert) (*IV* = Indikatorwert, *p* = Signifikanz der Indikatorartenanalyse, %*EXPL all* = Anteil der Varianz erklärt durch alle Umweltvariablen, %*EXPL part* = Anteil der Varianz erklärt durch partielle CCA,  $\Delta$ *EXPL* = Prozentuale Differenz aus %*EXPL all* und %*EXPL part*)

	Gruppe	Art	Standorttyp	<i>IV</i>	<i>p</i>	% <i>EXPL all</i>	% <i>EXPL part</i>	$\Delta$ <i>EXPL</i>	Testart
Indikatoren der Referenzen = sensible Arten (Rückgang)	Araneae	Pardosa palustris	LR	96	0,006	99	4	96	*
	Araneae	Pardosa pullata	JR	97	0,001	100	5	95	
	Carabidae	Brachinus crepitans	WR	98	0,001	98	5	95	*
	Vegetation	Rumex acetosella	LR	100	0,001	96	7	93	
	Araneae	Drassodes pubescens	WR	98	0,001	95	7	93	
	Carabidae	Pterostichus madidus	JR	100	0,001	89	8	91	*
	Carabidae	Harpalus atratus	WR	97	0,001	99	9	91	
	Araneae	Enoplognatha thoracica	LR	96	0,001	100	9	90	*
	Araneae	Drassyllus lutetianus	JR	96	0,001	86	10	88	
	Vegetation	Ballota nigra	WR	100	0,001	96	13	86	
	Araneae	Pardosa riparia	WR	91	0,009	99	17	83	*
	Vegetation	Agrostis tenuis	JR	98	0,001	97	18	81	
	Syrphidae	Chrysotoxum verralli	LR	97	0,001	95	27	72	*
	Araneae	Drassyllus pusillus	JR	94	0,001	93	32	65	
	Araneae	Pardosa palustris	JR	96	0,001	97	40	59	*
	Araneae	Tiso vagans	JR	73	0,005	71	30	57	*
	Carabidae	Carabus violaceus	LR	100	0,001	96	42	56	
	Araneae	Alopecosa cuneta	LR	90	0,001	96	42	56	*
	Araneae	Agroeca cuprea	WR	90	0,001	80	36	55	*
	Collembola	Lepidocyrtus cyaneus	LR	92	0,004	86	41	52	*
	Carabidae	Poecilus cupreus	JR	93	0,001	89	45	50	
	Collembola	Lepidocyrtus cyaneus	JR	92	0,001	55	30	46	*
	Araneae	Xysticus kochi	LR	93	0,001	97	56	42	*
	Araneae	Alopecosa cuneta	JR	75	0,004	68	43	36	*
	Carabidae	Poecilus versicolor	LR	75	0,012	93	63	33	*
	Carabidae	Pseudoophonus rufipes	JR	86	0,01	96	70	27	
	Araneae	Drassyllus lutetianus	LR	77	0,006	94	68	27	
	Araneae	Drassodes pubescens	LR	68	0,01	93	70	25	
	Araneae	Tiso vagans	LR	59	0,032	99	95	4	*
	Carabidae	Poecilus versicolor	JR	79	0,01	88	87	1	*
Indikatoren der Nichtzielflächen = tolerante Arten (Zunahme)	Vegetation	Arrhenatherum elatius	J	72	0,01	93	31	66	
	Vegetation	Galium aparine	J	80	0,002	90	48	47	
	Vegetation	Galium mollugo	W	100	0,001	96	52	46	
	Vegetation	Urtica dioica	J	75	0,004	88	50	44	
	Vegetation	Dactylis glomerata	W	95	0,001	96	57	41	
	Syrphidae	Sphaerophoria scripta	W	97	0,001	96	58	40	
	Araneae	Drassyllus pusillus	W	73	0,035	99	61	39	
	Araneae	Oedothorax apicatus	L	100	0,001	99	67	33	
	Carabidae	Anchomenus dorsalis	W	99	0,001	94	64	32	
	Carabidae	Pseudoophonus rufipes	L	96	0,001	97	67	31	
	Carabidae	Harpalus luteicornis	L	85	0,004	91	62	31	
	Vegetation	Rumex thyrsiflorus	L	75	0,013	98	72	26	
	Carabidae	Poecilus cupreus	L	86	0,022	99	74	25	
	Carabidae	Anchomenus dorsalis	L	90	0,002	97	76	22	
	Araneae	Pardosa pullata	W	89	0,039	98	78	21	
	Araneae	Oedothorax apicatus	W	70	0,044	99	89	11	

zielle Bioindikatoren für einen Nutzungseinfluss dar. Es sind damit Arten, die im Rahmen eines Monitorings genutzt werden können, da zu vermuten ist, dass sie z. B. durch die Einbringung von Pestiziden in den Nichtzielflächen zurückgehen. Dies gilt beispielsweise im Falle des hochsignifikanten Fehlens der Arten *Pardosa pullata*, *Pterostichus madidus* und *Drassyllus lutetianus* in den Jülicher Nichtzielflächen ( $\Delta$ EXPL: 95/91/88%, IV: 97/100/96).

**Tolerante Arten** Die Indikatoren der Nichtzielflächen hingegen (16 Arten, v. a. Pflanzen, Laufkäfer und Spinnen), die im Weiteren als tolerante Arten bezeichnet werden, zeigen in diesen Standorten ein signifikant häufigeres Vorkommen als in den Referenzen (s. Indikatorartenanalyse). Es ist daher davon auszugehen, dass diese Arten eine auf den Nutzungseinfluss zurückzuführende Tendenz zur Dominanzbildung zeigen. Dies ist z. B. im Falle von *Arrhenatherum elatius*, *Galium aparine* und *Urtica dioica* in den Jülicher Nichtzielflächen zu beobachten.

## 5 Diskussion

**Nivellierung des Artenspektrums und Verarmung der Zönosen** Unter der Annahme, dass ein komplexer Gradient von Umweltfaktoren die Zönosen strukturiert, lässt die NMDS den Schluss zu, dass in den Referenzen die Ausprägung der Umweltvariablen extremere Bedingungen schafft als in den Nichtzielflächen. Im Rückschluss bedeutet dies, dass das standorttypische Artenspektrum in den drei Naturräumen von den Umweltfaktoren in den Nichtzielflächen überprägt ist. Als Folge stellt sich eine nivellierte Lebensgemeinschaft ein. Die Nichtzielflächen zeigen ein einander ähnlicheres Artenspektrum als es aufgrund der naturräumlichen Standortbedingungen zu erwarten wäre. Es kann daher ein großer Einfluss nutzungsbedingter Parameter wie Nährstoffe, Veränderungen in der Bodenstruktur oder Pestizideinträge aus den angrenzenden Flächen vermutet werden, welche die naturraumspezifischen Artengemeinschaften in Richtung einer naturraumübergreifenden, ubiquitär geprägten Zönose verschieben. Eingehende biosoziologische Untersuchungen stärken diese Interpretation (Roß-Nickoll et al. 2004). Durch biozönotisch-integrative Klassifikation wurden in diesem Zusammenhang eine untypische Verarmung in der Diversität der Arthropodenzönosen und Vegetationsbestände sowie eine Dominanzbildung in den Zönosen festgestellt und hypothetisch auf Pestizideinwirkung zurückgeführt.

Die hier vorgestellten Ergebnisse stärken diese Hypothese. Wie Abb. 2 zeigt, liegt der Anteil der Varianz, der auf die Kovariablen J/JR, L/LR bzw. W/WR entfällt, bei 15 bis 21% der Gesamtvarianz im Datensatz (*varcov*). Der Einfluss anderer nutzungsbedingter Parameter, wie Nährstoffgehalte (z. B. Stickstoff gesamt), Beeinflussung der Bodenstruktur (z. B. Wasserhaltekapazität) oder Veränderung der Vegeta-

tionsstrukturen im Rahmen von Pflegemaßnahmen (z. B. Mahd), ist im Anteil *varenv* integriert und damit aus *varcov* ausgeklammert. Es bleibt jedoch anzumerken, dass der maskierte Nutzungseffekt auch von weiteren nicht beobachteten Unterschieden zwischen Nichtzielflächen und Referenzen verursacht sein könnte. Die hier abgeleiteten Aussagen gelten daher nur für den Fall, dass mit den Kovariablen alle weiteren nutzungsbedingten Einflüsse erfasst wurden. Die Güte der hier vorgestellten Methode ist damit maßgeblich von der ökologischen Relevanz der zur Analyse genutzten Umweltfaktoren abhängig. Eine Erweiterung der Palette der Umweltfaktoren hätte aber in jedem Fall nur eine Senkung des  $\Delta$ EXPL-Wertes zur Folge, nicht jedoch des Indikatorwertes.

**Bedeutung der sensiblen und toleranten Arten** Die Ausbildung stabiler Dominanzbestände in der Agrarlandschaft beeinträchtigt nachhaltig die natürliche, pflanzliche Sukzession (Glavac 1996; Ellenberg 1983) und ist mit einem Verlust von Diversität verbunden (Marrs 1993). Die extrahierten nutzungstoleranten Arten zeigten die Tendenz zur Ausbildung von Dominanzbeständen auf. Für Leipzig und Würzburg rekrutieren sich die Arten größtenteils aus dem Spektrum der signifikanten Referenzindikatoren, für Jülich ist die Zuordnung weniger deutlich. Allgemein besteht für Carabiden und Araneen zwischen der Indikatorartenanalyse und der partiellen CCA bezüglich der festgestellten Abundanzverschiebungen von Referenzen zu Nichtzielflächen große Übereinstimmung (Tabelle 3), dies gilt vor allem für die Leipziger und Würzburger Standorte. Daraus lässt sich folgern, dass die Zönosen in den Nichtzielflächen dieser beiden Naturräume stark von Nutzungsparametern beeinflusst sind.

Von Roß-Nickoll et al. (2004) konnten Schlüsselarten bestimmt werden, deren ungewöhnliche Dominanz als Folge der Störung der Lebensgemeinschaft aufgrund von Pflanzenschutzmitteleinsatz interpretiert wurde. Die Förderung, vor allem grasreicher Dominanzbestände in den ruderalen Glatthaferwiesen, hat dabei eine weitreichende, strukturelle Veränderung der Biozönose zur Folge. Genannt werden dort vor allem Glatthafer-Dominanzbestände in Jülich und Würzburg, Quecken-Dominanzbestände in Leipzig, Fuchschwanz-Dominanzbestände in Leipzig und der Dominanzbestand der Wehrlosen Trespe, *Bromus inermis*, in Jülich. Eine bis dato unerklärte Abnahme von *Poecilus versicolor*, bei gleichzeitiger Zunahme von *Poecilus cupreus* (Tabelle 3), kann hier bestätigt und auf den Einfluss der Nutzung der angrenzenden landwirtschaftlichen Flächen zurückgeführt werden. Die Zunahme bestimmter Arthropodengruppen, z. B. agrobionter Araneenarten, wurde bereits von einer Vielzahl weiterer Autoren beschrieben (Szinétár 2002; Jenser et al. 1999; Altieri 1994), darüber hinaus auch für andere Artengruppen wie Opiliones (Ratschker 2001).

Im Gegensatz zur den nutzungstoleranten Arten wurde für die nutzungssensiblen Arten in den Rohdaten ein starker

Rückgang beim Übergang von Referenz- zu Nichtzielflächen beobachtet. So z. B. für typische Arten des mesophilen Grünlandes, wie *Pardosa palustris*, *Alopecosa cuneata* und *Poecilus versicolor* (Tietze 1973; Heydemann 1955). Von Roß-Nickoll et al. (2004) wurde bereits vermutet, dass hier ein Pestizideffekt zugrunde liegt, es konnte jedoch kein direkter Zusammenhang zwischen Pestizideinsatz und dem Rückgang dieser Wiesenarten festgestellt werden. Das Ergebnis der hier verfolgten Varianzpartitionierung stärkt diese Hypothese. Dies gilt auch für den Rückgang von *Enoplognatha thoracica* und *Xysticus kochi*, die Abnahme von *Poecilus versicolor* bei gleichzeitiger Zunahme von *P. cupreus*, das Fehlen weiterer charakteristischer Arten, wie z. B. den Rückgang der auf reichhaltiges Blühangebot angewiesenen Schwebfliegenarten der *Sphaerophoria-scripta*-Artengruppe. Von einem Rückgang charakteristischer Arthropodenarten in Agrarökosystemen, vor allem der Araneen, und dem Zusammenhang zur Flächennutzung wurde bereits vielfach berichtet (Feber et al. 1998; Aebischer 1991; Greig-Smith et al. 1991; Vickerman 1991). In dieser Studie gilt dies beispielsweise im Falle des hochsignifikanten Fehlens der Arten *Pardosa pullata*, *Pterostichus madidus* und *Drassyllus lutetianus* in den Jülicher Nichtzielflächen ( $\Delta$ EXPL: 95/91/88%, IV: 97/100/96).

**Indikationspotenzial der sensiblen und toleranten Arten**  
Im Vergleich von nutzungssensiblen und nutzungstoleranten Arten zeigt sich, dass die Differenzen in den Erklärunggehalten der kanonischen Korrespondenzanalysen ( $\Delta$ EXPL-Werte) für sensible Arten in den Referenzen stets wesentlich höher ausfallen als für tolerante Arten in Nichtzielflächen. Abgesehen von Jülich sind die mittleren Indikatorwerte und die  $\Delta$ EXPL-Werte der Referenzen stets gleich hoch. Daraus kann gefolgert werden, dass die entsprechenden Arten ein hohes Indikationspotenzial besitzen und deren Rückgang in den einzelnen Naturräumen einen Nutzungseffekt darstellt. Im Gegensatz dazu liegen die  $\Delta$ EXPL-Werte in den

Nichtzielflächen nie deutlich über 50%, was bedeutet, dass das massenhafte Vorkommen der entsprechenden Arten zu einem großen Teil auf die anderen gemessenen Umweltparameter zurückzuführen ist. Nur die Hälfte der Varianz kann z. B. an einen vermuteten Pestizideffekt gebunden werden. Zusammenfassend kann gefolgert werden, dass der Rückgang sensibler Arten ein sehr viel sicherer Indikator für den Nutzungseffekt ist als die Zunahme toleranter Arten. Den sensiblen Arten wird daher ein wesentlich höheres Indikationspotenzial zugesprochen.

**Fallunterscheidung im Modellierungskontext** Dominanzbildung und Rückgang charakteristischer Arten sind Ergebnisse einer Vielzahl, durch die Umweltvariablen charakterisierter, sich überlagernder Prozesse, deren Superposition zur Ausbildung der vorliegenden Lebensgemeinschaften führte. Zur Integration dieser Prozesse in mechanistische Modellierungsansätze zur Effektbewertung müssen die Prozesse zunächst mithilfe einer Fallunterscheidung ökologisch definiert werden. Hierbei wird unterschieden, ob für den Übergang von Referenzen zu Nichtzielflächen für eine bestimmte Art der Indikatorwert aus der Indikatorartenanalyse und/oder der  $\Delta$ EXPL-Wert aus der partiellen kanonischen Korrespondenzanalyse erhöht sind. In Tabelle 4 sind diese Angaben für einige nutzungstolerante Arten zusammengefasst.

Der Fall A ist nicht auf maskierte Nutzungseffekte, sondern auf die verbleibenden Umweltfaktoren oder deren Kombinationseffekte zurückzuführen. Als Beispiele können hier die Zunahme von *Cirsium arvense* und *Holcus lanatus* in Jülich, *Harpalus affinis* und *Bembidion properans* in Leipzig und *Erigonella hiemalis* und *Agrimonia eupatoria* in Würzburg herangezogen werden. Der Fall B ist mit einem Nutzungseffekt, wie z. B. Pestizideinfluss, zu begründen. In Jülich ist dies für *Arrhenatherum elatius*, *Galium aparine* und *Urtica dioica*, in Leipzig für *Oedothorax apicatus*, *Harpalus luteicornis*, *Poecilus cupreus* und *Anchomenus dorsa-*

**Tabelle 4** Fallunterscheidung für einige nutzungstolerante Arten. Beurteilt werden die Zunahme des IV-Wertes in der Indikatorartenanalyse (ISA) sowie des  $\Delta$ EXPL-Wertes in der partiellen kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) beim Übergang von Referenzflächen zu Nichtzielflächen (veg=Vegetation, car=Laufkäfer, ara=Spinnen)

Fall A: Nur Zunahme von IV in ISA	J-veg: <i>Cirsium arvense</i> , <i>Holcus lanatus</i> L-car: <i>Harpalus affinis</i> , <i>Bembidion properans</i> W-ara: <i>Erigonella hiemalis</i> W-veg: <i>Agrimonia eupatoria</i>
Fall B: Nur Zunahme von $\Delta$ EXPL in CCA	J-veg: <i>Arrhenatherum elatius</i> , <i>Galium aparine</i> , <i>Urtica dioica</i> L-ara: <i>Oedothorax apicatus</i> L-car: <i>Harpalus luteicornis</i> , <i>Poecilus cupreus</i> , <i>Anchomenus dorsalis</i> W-ara: <i>Drassyllus pusillus</i> , <i>Pardosa pullata</i> , <i>Oedothorax apicatus</i> W-veg: <i>Dactylis glomerata</i>
Fall C: Zunahme von IV in ISA und $\Delta$ EXPL in CCA	L-car: <i>Pseudoophonus rufipes</i> L-veg: <i>Rumex thyrsoiflorus</i> W-car: <i>Anchomenus dorsalis</i> W-veg: <i>Galium mollugo</i>

lis und in Würzburg für *Drassyllus pusillus*, *Pardosa pullata*, *Oedothorax apicatus* und *Dactylis glomerata* nachgewiesen. Für den Fall C muss jedoch vor der Integration in ein Modell untersucht werden, wie die Arten von den verbleibenden Umweltparametern determiniert werden, denn diese Abhängigkeiten bestehen neben der Abhängigkeit von maskierten Nutzungseffekten. Relevante Arten sind hier *Pseudoophonus rufipes* und *Rumex thyrsiflorus* in Leipzig sowie *Anchomenus dorsalis* und *Galium mollugo* in Würzburg.

**Potenzielle ökotoxikologische Testarten** Siebzehn der in Roß-Nickoll et al. (2004) als relevant zur Entwicklung von einfachen Testsystemen genannten Testarten erwiesen sich auch in der partiellen CCA als empfindlich gegenüber einem Nutzungseffekt (sensible Arten). Die statistische Methode ergänzt somit das biosoziologische Verfahren und quantifiziert die Sensibilitäten der potenziellen Bioindikatoren. Gegenüber den Testarten finden sich bei den nutzungs-sensiblen Arten jedoch keine Hymenopteren und nur eine Syrphidenart. Dies ist auf die geringe Korrelation zwischen den Verteilungsmustern dieser hochmobilen Arten und der Standortklassifikation aufgrund der Unterscheidung zwischen Referenzen und Nichtzielflächen zurückzuführen. Mit Blick auf die vorliegenden Ergebnisse wird daher wegen mangelnder statistischer Signifikanz von der Verwendung dieser Organismengruppen als Indikatoren abgeraten.

Alle hier extrahierten Carabiden und fast alle Araneen wurden auch als relevante Testarten eingestuft. Für die typischen Araneenarten der mesophilen und mageren Grünlandgruppe (*Enoplognatha thoracica*, *Tiso vagans*, *Pardosa palustris*, *Alopecosa cuneata*, *Xysticus kochi*), den Laufkäfer *Poecilus versicolor* sowie den Collembolen *Lepidocyrtus cyaneus* können die Signifikanz als Referenzindikatoren und darüber hinaus die Empfindlichkeit gegenüber dem Nutzungseinfluss bestätigt werden. Diese Arten scheinen als Indikatoren gut geeignet. Hinzu kommen weitere stark indikative Arten, wie *Pardosa pullata* und *Pterostichus madidus* in Jülich, *Enoplognatha thoracica* in Leipzig und *Brachinus crepitans* und *Drassodes pubescens* in Würzburg. Auch für diese können Effekte von Pestiziden auf die Populationen nicht ausgeschlossen werden.

Zur Bewertung der ökotoxikologischen Relevanz von Stoffen in der Umwelt existieren für aquatische Systeme seit langer Zeit fundierte Kenntnisse zur Eignung verschiedener Organismen als sensible Testarten. In der terrestrischen Ökotoxikologie wurden von Roß-Nickoll et al. (2004) in jüngster Zeit einige Arten aus dem hier untersuchten Artenspektrum vorgeschlagen. Römbke et al. (2006) bewerteten in einer umfangreichen Literaturstudie zusätzlich weitere Organismengruppen, wie Enchytraeiden und Gamasiden. Achazi et al. (1999) empfahlen darüber hinaus als repräsentative Vertreter der Destruentenbiozönose *Folsomia candida* und *Enchytraeus crypticus*. Die hier extrahierten sensiblen Arten zeigen eine deutliche Reaktion auf die Nutzung und

besitzen daher ein Potenzial als zukünftige Testarten. Um den unterschiedlichen Ansprüchen an Freilandindikatoren und ökotoxikologischen Testarten gerecht zu werden, müssten die stoffbezogenen Empfindlichkeiten der Arten durch experimentelle Untersuchungen noch überprüft werden. Im Rahmen von Zulassungstests wurden mit *Pardosa palustris* und *Poecilus cupreus* bereits zwei der hier vorgestellten Arten als Testorganismen erfolgreich eingesetzt (Heimbach et al. 2001a,b).

**Referenzen** Um den Einfluss der maskierten Nutzungseffekte auf die Lebensgemeinschaften quantifizieren zu können, wurden in der vorliegenden Arbeit charakteristische Artengemeinschaften von Referenzen, auf denen eine Nutzungsbeeinflussung ausgeschlossen werden kann, benötigt. Veränderungen in der Zönose eines Habitattyps sind nur mithilfe solcher Referenzen nachweisbar. Die Referenzflächen sollten hierbei zum gleichen Habitattypen wie die Untersuchungsflächen gehören und darüber hinaus vergleichbare standortökologische Bedingungen, wie klimatische, topologische oder Bodeneigenschaften, aufweisen. Die im vorliegenden Datensatz verwendeten Referenzflächen (JR, LR, WR) wurden ursprünglich als Referenzstandorte für Tal-Glatthaferwiesen ausgesucht. Dieser Habitattyp ist heute allerdings faktisch ausgestorben, da er in der Vergangenheit in Acker überführt oder überdüngt und in der Folge von der Mahd ausgeschlossen wurde (Lennartz, pers. Mitteilung). In Würzburg und vor allem in Jülich spiegeln die Referenzflächen daher nur bedingt die in Tal-Glatthaferwiesen zu erwartenden Bedingungen wider. Die beste Qualität besitzen in diesem Datensatz die Leipziger Referenzflächen, da sie deutlich nährstoffärmer, evtl. feuchter und weniger intensiv genutzt sind. Darin unterscheiden sie sich besonders von den Würzburger Referenzflächen. Auch hier zeigt sich die Notwendigkeit der partiellen Analyse, die es ermöglicht, die Differenzen im Artenspektrum aufgrund der naturräumlich unterschiedlichen Ausprägung der Standortfaktoren zu eliminieren. Die fundierte Ausarbeitung eines historischen Leitbildes für den Habitattypen der Tal-Glatthaferwiesen steht zurzeit jedoch noch aus. Nur mithilfe eines solchen Leitbildes sind die Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf Lebensgemeinschaften als Bestandteil des Naturhaushaltes angemessen zu bewerten.

**Methode** In einem multi-taxon Ansatz wie diesem sind methodenbedingte, unterschiedliche Abundanzverteilungsmuster nicht zu vermeiden, ein Problem, mit dem sich die meisten biosoziologischen Analysen und komplexen Modelle ökologischer Lebensgemeinschaften konfrontiert sehen. Der Ansatz der gemeinsamen Auswertung unterschiedlicher Organismengruppen ist jedoch sinnvoll, wenn die Lebensgemeinschaft in ihrer Gesamtheit bewertet werden soll. Einzelbetrachtungen der Gruppen sind dabei aber weiterhin notwendig. Die anschließende Synthese aus beiden Ansätzen liefert ein vollständigeres Bild der Strukturen. Die gemeinsame

Analyse von Tier- und Pflanzenarten war in der vorliegenden Studie trotz unterschiedlicher Beprobungsmethodik möglich, dies zeigten der Vergleich des Sammelaufwandes sowie die Verteilungsstrukturen in der vergleichenden NMDS.

Im Rahmen der Methodenentwicklung stellt sich die Frage nach der ökologischen Bedeutung der extrahierten Restvarianzmuster. Sie repräsentieren die Auswirkung aller unterschiedlichen Standortbedingungen auf die Lebensgemeinschaften zweier Klassen von Standorten, hier Referenzen und Nichtzielflächen, die nicht durch das Set der Kovariablen erklärt werden können. Zu diesen Standortbedingungen gehören naturgemäß schwierig zu erhebende abiotische Daten (z. B. die Feuchtdynamik), bereits vergangene, undokumentierte Schwankungen der Zönosestrukturen (z. B. die Ausbildung temporärer Dominanzbestände) oder nicht mehr rekonstruierbare, anthropogene Einflüsse (z. B. unkontrollierte Pestizidapplikationen). Die Qualität der Ergebnisse der präsentierten Methode ist abhängig von der Vollständigkeit sowie von der ökologischen Relevanz der als Kovariablen eingesetzten Umweltfaktoren. Je genauer diese erhoben werden, desto präziser lassen sich die Restvarianzmuster erklären und Hypothesen für weitere Untersuchungen formulieren. In der vorliegenden Studie wurde eine Vielzahl von Faktoren, welche die Verbreitung und Struktur terrestrischer Lebensgemeinschaften determinieren, integriert. Die umfangreichen Kenntnisse über die autökologischen und synökologischen Eigenschaften der analysierten Organismengruppen ermöglichten die Auswahl dieser relevanten Umweltfaktoren. Dies belegen auch die 84 bis 94 % der erklärten Gesamtvarianz in der kanonischen Korrespondenzanalyse sowie die hohen Signifikanzen der Ordinationsachsen.

Das Ziel dieser Untersuchung war die Entwicklung einer statistischen Methode, die geeignet ist, die Anteile einzelner Einflussgrößen an der Gesamtvarianz von Freilanddaten, unter besonderer Berücksichtigung nicht beobachtbarer Nutzungseinflüsse, mithilfe eines Ausschlussverfahrens darzustellen. Die Extraktion dieser Restvarianzmuster ermöglichte die Aufdeckung maskierter Effekte auf einer unter dem reinen Abundanzmuster liegenden Skala, welche aus den Rohdaten nicht ersichtlich waren. Anhand der hier vorgestellten Methode konnte gezeigt werden, dass in den Rohdaten Muster zu erkennen sind, die mit einem Nutzungseffekt korreliert und ökologisch verifiziert werden können. Diese Muster sind nur nach der partiellen Analyse, d. h. nach dem Herausrechnen der Einflüsse der Umweltvariablen, erkennbar.

## 6 Ausblick

Im Vergleich der untersuchten Naturräume zeigten bestimmte Arten nur geringe Unterschiede in ihrer Empfindlichkeit bezüglich des Nutzungseffektes, andere Arten hingegen

unterschieden sich zwischen den Naturräumen erheblich in ihrer Sensibilität. Eine naturraumspezifische Betrachtung der Nutzungsempfindlichkeiten wird daher als notwendig angesehen und steht im Einklang mit der Forderung nach räumlich expliziten Verfahren zur ökologischen Risikoabschätzung (Ratte et al. 2005; Johnson 2002; Cairns und Niederlehner 1996). Wie in der aquatischen Ökotoxikologie bereits begonnen (Ottermanns 2008b; Ottermanns und Ratte 2003; Hughes et al. 1986, 1990), bleibt die Ausarbeitung und Präzisierung standorttypischer Referenzzustände für terrestrische Agrarsysteme jedoch eine wichtige Aufgabe für die Zukunft. Der Lebensgemeinschaft kommt hierbei eine zentrale Rolle zu, da sie aufgrund ihrer Integrationseigenschaften auch über längere Zeit eine Detektion nicht zu akzeptierender adverser Effekte erlaubt (Ratte et al. 2005; Liess et al. 2001; Klee 1991). Die hier beschriebene statistische Methode trägt zur Entwicklung eines öko(toxiko)logischen Mustererkennungsprozesses bei (Ottermanns 2008a) und ermöglicht auf diesem Wege die Aufdeckung solcher Effekte.

Das hier vorgestellte Verfahren leitet ein naturraumspezifisches, komplexes Wirkungsmuster anthropogener Beeinträchtigungen auf terrestrische Lebensgemeinschaften ab und leistet damit auch einen Beitrag zur Verbesserung der Risikobewertung für terrestrisch Nichtzielorganismen (EFSA 2007). Es ist geeignet, maskierte Effekte zu extrahieren und damit z. B. einen nachhaltigeren Umgang mit Pestiziden in der Agrarlandschaft zu ermöglichen (COM 2006). Darüber hinaus bietet es die Möglichkeit zur Validierung von Bewertungssystemen für die Auswirkung von Pflanzenschutzmitteln auf terrestrische Arthropoden und Pflanzen (Toschki 2008; Plachter et al. 2002). Die standortsbezogenen, artspezifischen Empfindlichkeitswerte erlauben zudem eine regionalisierte Betrachtung ökotoxikologischer Effekte und die Integration in räumlich explizite Effektbewertungsmodelle (Linkov et al. 2002; Spromberg et al. 1998).

Der Wert der statistischen Methode liegt darin, dass der Einfluss ökologischer Standortparameter durch Verwendung der Kovariablen minimiert und damit der beobachtete Effekt mehr in Richtung eines ökotoxikologischen Effektes definiert wird. Dies ist ein Vorteil gegenüber der rein ökologischen Betrachtung, in der die artspezifischen Reaktionen auf die Standortparameter nur auf der Basis von Expertenwissen ausgeschlossen werden können. Der Einsatz des Verfahrens im kontrollierten (Semi-)Freilandexperiment (z. B. terrestrische Mesokosmen) ermöglicht die Abschätzung eines Effektes unter gegebenen Standortbedingungen für eine komplette Lebensgemeinschaft. Für die multivariaten, vernetzten Freilandssysteme ist die Abgrenzung toxikologischer und standortökologischer Effekte anhand von Einzelartbetrachtungen dagegen kaum möglich. Direkte und indirekte Effekte werden darüber hinaus durch den Ansatz in ihrer Summe erfasst. Dies ist ein weiterer Vorteil ge-

genüber Einzelartlabortests und macht die Freilanddaten für eine integrative Bewertung besser zugänglich. Schließlich ermöglicht die statistische Betrachtung eine Quantifizierung der aus dem Faktorenkomplex isolierten Effekte.

Die vorliegende Studie beinhaltet keine Validierung der vorgestellten Methode. Hierzu wären weitere experimentelle Freilanddaten notwendig, mit deren Hilfe die korrekte Darstellung anhand definierter, maskierter Effekte überprüft werden könnte. Die auffällige Übereinstimmung der auf den partiellen Korrelationen beruhenden nutzungssensiblen Arten mit den vorgeschlagenen ökotoxikologischen Testarten in Roß-Nickoll et al. (2004), basierend auf uneingeschränkten Abundanzmustern und ökologischen Eigenschaften, legt allerdings die Plausibilität des vorgestellten Ansatzes nahe und zeigt, dass ökologische und statistische Bewertung zu einem vergleichbaren Ergebnis kommen.

## Literatur

- Achazi RK, Chroszcz G, Mierke W, Schäfer R, Faccin R (1999) Leitfaden „Biologische Verfahren zur Bodensanierung“, TV 4.2.1: Bodenzologische Testmethoden – terrestrische Invertebraten. Institut für Biologie, Ökotoxikologie und Biochemie, Freie Universität Berlin. [www.ufz.de/spb/biorem/leitfaden/Kap\\_932\\_TV421.pdf](http://www.ufz.de/spb/biorem/leitfaden/Kap_932_TV421.pdf) (abgerufen am 19. April 2009)
- Aebischer NJ (1991) Twenty years of monitoring invertebrates and weeds in cereal fields in Sussex. In: Firbank LG, Carter N, Darbyshire JF, Potts GR (eds) *The Ecology of Temperate Cereal Fields*. Blackwell Scientific, Oxford, pp 305–332
- Altieri M (1994) *Biodiversity and Pest Management in Agroecosystems*. Food Products Press, New York
- Asteraki EJ, Hanks CB, Clements RO (1995) The influence of different types of grassland field margin on carabid beetle (Coleoptera, Carabidae) communities. *Agric Ecosyst Environ* 54:195–202
- Bäckman J-PC, Tiainen J (2002) Habitat quality of field margins in a Finnish farmland area for bumblebees (Hymenoptera: Bombus and Psithyrus). *Agric Ecosyst Environ* 89:53–68
- Boatman ND, Brickle NW, Hart JD, Milsom TP, Morris AJ, Murray AWA, Murray KA, Robertson PA (2004) Evidence for the indirect effects of pesticides farmland birds. *Ibis* 146(Suppl. 2):131–143
- Borcard D, Legendre P, Drapeau P (1992) Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology* 73:1045–1055
- Braun-Blanquet J (1964) *Pflanzensoziologie: Grundzüge der Vegetationskunde*, 3. Aufl. Springer, Berlin
- Brust G (1993) Seed-predators reduce broadleaf weed growth and competitive ability. *Agric Ecosyst Environ* 48:27–34
- Burnham KP, Overton WS (1979) Robust estimation of population size when capture probabilities vary among animals. *Ecology* 60:927–936
- Cairns J Jr, Niederlehner BR (1996) Developing a field of landscape ecotoxicology. *Ecol Appl* 6(3):790–796
- Clough Y, Kruess A, Kleijn D, Tschamtké T (2005) Spider diversity in cereal fields: Comparing factors at local, landscape and regional scales. *J Biogeogr* 32:2007–2014
- COM (Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, The European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions) (2006) *A Thematic Strategy on the Sustainable Use of Pesticides*, COM(2006) 372 final, 12.7.2006
- Cushman SA, McGarigal K (2002) Hierarchical, Multi-scale decomposition of species-environment relationships. *Landsc Ecol* 17(7):637–646
- Davis BNK, Brown MJ, Frost AJ, Yates TJ, Plant RA (1994) The effects of hedges on spray deposition and on the biological impact of pesticide spray drift. *Ecotoxicol Environ Saf* 27:281–193
- Dennis P, Fry GLA (1992) Field margins: can they enhance natural enemy population densities and general arthropod diversity on farmland? *Agric Ecosyst Environ* 40:95–115
- Dufrene M, Legendre P (1997) Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecol Monogr* 67:345–366
- EFSA (European Food Safety Authority) (2007) Opinion of the Scientific Panel on Plant Protection Products and their Residues on a request from the Commission related to the revision of Annexes II and III to Council Directive 91/414/EEC concerning the placing of plant protection products on the market: ecotoxicological studies (Question N° EFSA-Q-2006-170) adopted on 7 March 2007. [http://www.efsa.europa.eu/EFSA/efsa\\_locale-1178620753812\\_1178620770071.htm](http://www.efsa.europa.eu/EFSA/efsa_locale-1178620753812_1178620770071.htm) (Letzter Zugriff 6.1.2009)
- Ellenberg H (1983) Konkurrenzgleichgewicht wichtiger Arten. In: DFG (Hrsg) *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, S 35–38
- Feber RE, Bell J, Johnson PJ, Firbank LG, Macdonald DW (1998) The effects of organic farming on surfaceactive spider (Araneae) assemblages in wheat in Southern England, UK. *J Arachnol* 26:190–202
- FFH-Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG des Rates zur Erhaltung der Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen) vom 21 Mai 1992, Abl. Nr. L 206, S 7
- Gauch HG Jr, Wentworth TG (1976) Canonical correlation analysis as an ordination technique. *Vegetatio* 33(1):17–22
- Glavac V (1996) *Vegetationsökologie*. Gustav Fischer, Jena
- Greig-Smith PW (1990) The Boxworth experience: Effects of pesticides on the fauna and flora of cereal fields. In: Firbank LG, Carter N, Darbyshire JF, Potts GR (eds) *The Ecology of Temperate Cereal Fields*. Blackwell Scientific, Oxford, pp 333–369
- Greig-Smith PW, Frampton GK, Hardy AR (1991) *Pesticides, Cereal Farming and the Environment: The Boxworth Project*. HMSO, London
- Harwood RWJ, Wratten SD, Nowakowski M (1992) The effect of managed field margins on hoverfly (Diptera: Syrphidae) distribution and within-field abundance. In: *Proceedings of the Brighton Crop Protection Conference-Pest and Diseases*, Brighton, 1992, pp 1033–1037
- Heimbach U, Dohmen P, Barrett KL, Brown K, Kennedy PJ, Kleiner R, Römbke J, Schmitzer S, Schmuck R, Ufer A, Wilhelmy H (2001a) A method for testing effects of plant protection products on the carabid beetle *Poecilus cupreus* (Coleoptera, Carabidae) under laboratory and semi-field conditions. In: Candolfi MP, Blümel S, Forster R, Bakker FM, Grimm C, Hassan SA, Heimbach U, Mead-Briggs MA, Reber B, Schmuck R, Vogt H (eds) *Guidelines to Evaluate Side-effects of Plant Protection Products to Non-target Arthropods*. IOBC, BART and EPPO Joint Initiative. IOBC Publishers, Gent, pp 87–106
- Heimbach U, Wehling A, Barrett KL, Candolfi MP, Jäckel B, Kennedy PJ, Mead-Briggs M, Nienstedt KM, Römbke J, Schmitzer S, Schmuck R, Ufer A, Wilhelmy H (2001b) A method for testing effects of plant protection products on spiders of the genus *Pardosa* (Araneae, Lycosidae) under laboratory conditions. In: Candolfi MP, Blümel S, Forster R, Bakker FM, Grimm C, Hassan SA, Heimbach U, Mead-Briggs MA, Reber B, Schmuck R, Vogt H (eds) *Guidelines to Evaluate Side-effects of Plant Protection Products to Non-target Arthropods*. IOBC, BART and EPPO Joint Initiative. IOBC Publishers, Gent, pp 71–85

- Heltshe JF, Forrester NE (1983) Estimating species richness using the jackknife procedure. *Biometrics* 39:1–12
- Heydemann B (1955) Carabiden der Kulturfelder als ökologische Indikatoren. *Ber 7. Wanderversamml dtsh Entomologen* 7: 172–185
- Hill MO (1973) Reciprocal averaging: An eigenvector method of ordination. *J Ecol* 61:237–249
- Hughes RM, Larsen DP, Omernik JM (1986) Regional reference sites: a method for assessing stream potentials. *Environ Manage* 10(5):629–635
- Hughes RM, Whittier TR, Rohm CM, Larsen DP (1990) A regional framework for establishing recovery criteria. *Environ Manage* 14(5):673–683
- Jenser G, Balázs K, Erdéyi C, Haltrich A, Kádár F, Kozár F, Markó V, Rác V, Samu F (1999) Changes in arthropod population composition in IPM apple orchards under continental climatic conditions in Hungary. *Agric Ecosyst Environ* 73:141–154
- Johnson AR (2002) Landscape ecotoxicology and assessment of risk at multiple scales. *Hum Ecol Risk Assess* 8(1):127–146
- Johnson NE, Cameron RS (1969) Phytophagous ground beetles in agricultural and surrounding habitats. *Ann Entomol Soc Am* 62:909–914
- Klee O (1991) *Angewandte Hydrobiologie*. Georg Thieme Verlag, Stuttgart
- Kleijn D, Snoeijs GJ (1997) Field boundary vegetation and the effects of agrochemical drift: botanical change caused by low levels of herbicide and fertilizer. *J Appl Ecol* 34:1413–1425
- KOM (Kommission der europäischen Gemeinschaften) (2009) Zusammenfassender Bericht über den Erhaltungszustand von Arten und Lebensraumtypen gemäß Artikel 17 der Habitatrichtlinie. Bericht der Kommission an den Rat und das Europäische Parlament, KOM(2009) 358 endgültig, 13.7.2009, [http://ec.europa.eu/environment/nature/knowledge/rep\\_habitats/docs/com\\_2009\\_358\\_de.pdf](http://ec.europa.eu/environment/nature/knowledge/rep_habitats/docs/com_2009_358_de.pdf) (Letzter Zugriff 3. 8. 2009)
- Kromp B, Steinberger K-H (1992) Grassy field margins and arthropod diversity: a case study on ground beetles and spiders in eastern Austria (Coleoptera: Carabidae; Arachnida: Aranei, Opiliones). *Agric Ecosyst Environ* 40:71–93
- Kruskal JB (1964) Nonmetric multidimensional scaling: A numerical method. *Psychometrika* 29:115–129
- Kruskal JB, Carmone FJ (1973) How to use MDSCAL, a program to do multidimensional scaling and multidimensional unfolding (Version 5M). Bell Laboratories, Murray Hill, New York
- Le Cœur D, Baudry J, Burel F, Thenail C (2002) Why and how we should study field boundary biodiversity in an agrarian landscape context. *Agric Ecosyst Environ* 89:23–40
- Legendre P, Legendre L (1998) *Numerical Ecology*. Developments in Environmental Modelling 20. Elsevier Science, Amsterdam
- Liess M, Schulz R, Berenzen N, Nanko-Drees J, Wogram J (2001) Pflanzenschutzmittel-Belastung und Lebensgemeinschaften in Fließgewässern mit landwirtschaftlich genutztem Umland. Umweltbundesamt, Berichtsnummer UBA-FB 000197, Berlin
- Linkov I, Burmistrov D, Cura J, Bridgers TS (2002) Risk-based management of contaminated sediments: considerations of spatial and temporal patterns in exposure modeling. *Environ Sci Technol* 36:238–246
- Lund RD, Turpin FT (1977) Carabid damage to weed seeds found in Indiana corn fields. *Environ Entomol* 6:695–698
- Lys JA (1994) The positive influence of strip-management on ground beetles in a cereal field: increase, migration and overwintering. In: Desender K (ed) *Carabid Beetles: Ecology and Evolution*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp 451–455
- Lys JA, Nentwik 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* 92:373–382
- Marrs RH (1993) Soil fertility and nature conservation in Europe: theoretical considerations and practical management solutions. *Adv Ecol Res* 24:241–300
- Marshall EJP (1987) Herbicide effects on the flora of arable field boundaries. In: *Proceedings of the 1987 British Crop Protection Conference – Weeds*. British Crop Protection Council, Thornton Heath, Surrey, UK, pp 291–298
- Marshall EJP, Moonen AC (2002) Field margins in northern Europe: their functions and interactions with agriculture. *Agric Ecosyst Environ* 89:5–21
- Matson PA, Parton WJ, Power AG, Swift MJ (1997) Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science* 277:504–509
- McCune B, Mefford MJ (1999) *Multivariate Analysis of Ecological Data*, Version 4. PC-ORD, Version 4 for Windows, Programmdokumentation. MjM Software Design, Oregon
- Mérot P (1999) The influence of hedgerow systems on the hydrology of agricultural catchments in a temperate climate. *Agronomie* 19:655–669
- Meynen E, Schmithüsen J (Hrsg) (1953–1962) *Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands*. Selbstverlag der Bundesanstalt für Landeskunde, Remagen
- Minchin PR (1987) An evaluation of the relative robustness of techniques for ecological ordination. *Plant Ecology* 69(1–3):89–107
- Økland RH, Eilertsen O (1994) Canonical correspondence analysis with variation partitioning: Some comments and an application. *J Veg Sci* 5:117–126
- Ottermanns R (2008a) Mustererkennung, Dimensionsreduktion und statistische Modellierung in der Ökologie – dargestellt am Beispiel der Lebensgemeinschaften grasiger Feldraine in deutschen Agrarlandschaften. *Studien zur Mustererkennung*, Bd. 27. Dissertation RWTH Aachen, Logos Verlag, Berlin
- Ottermanns R (2008b) Lokale Referenzzustände für stehende Kleingewässer: Wiedervermäste Palsen im Hohen Venn (Hautes-Fagnes, Belgium/Germany). In: Lennartz F (Hrsg) *Naturschutz und Freizeitgesellschaft*, Bd. 8. Renaturierung – Programmatik und Effektivitätsmessung. Academia Verlag, Sankt Augustin, S 44–59
- Ottermanns R, Ratte HT (2003) Standorttypische Referenzzönosen als ökologische Bewertungsgrundlage – Benthische Makroinvertebraten stehender Kleingewässer. *Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Proceedings (Cologne)*, Werder, S 68–73
- Palmer MW (1990) The estimation of species richness by extrapolation. *Ecology* 71(3):1195–1198
- Plachter H, Bernotat D, Müssner R, Riecken U (2002) Entwicklung und Festlegung von Methodenstandards im Naturschutz. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 70: 566 S., Bonn
- PSM-Richtlinie (Richtlinie des Rates vom 15. Juli 1991 über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln (91/414/EWG)), ABl. L 230 vom 19.8.1991, S 1
- Ratschker UM (2001) Die Zönose der Spinnen und Weberknechte in der Agrarlandschaft des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin. Dissertation, Technische Universität Dresden
- Ratte HT, Lennartz F, Roß-Nickoll M (2005) Ecosystem dynamics and stability – are the effects of pesticides acceptable? In: Liess et al. (eds) *Effects of pesticides in the field – EPIF*. SETAC Press, 88–90
- Römbke J, Jänsch S, Scroggins R (2006) Identification of potential organisms of relevance to Canadian boreal forest and northern lands for testing of contaminated soils. *Environ Rev/Doss environ* 14(2):137–167
- Roß-Nickoll M, Lennartz G, Fürste A, Mause R, Ottermanns R, Schäfer S, Smolis M, Theißen B, Toschki A, Ratte HT (2004) Die Arthropodenfauna von grasigen Feldrainen (off crop) und die Konsequenzen für die Bewertung der Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf den terrestrischen Bereich des Naturhaushaltes. UBA Text, Berlin

- Shepard RN (1962) The analysis of proximities: Multidimensional scaling with an unknown distance function. I. *Psychometrika* 27:125–140
- Sotherton NW (1985) The distribution and abundance of predatory Coleoptera overwintering in field boundaries. *Ann Appl Biol* 106:17–21
- Spromberg JA, John BM, Landis WG (1998) Metapopulation dynamics: indirect effects and multiple distinct outcomes in ecological risk assessment. *Environ Toxicol Chem* 17(8):1640–1649
- Swift MJ, Vandermeer J, Ramakrishnan PS, Anderson JM, Ong CK, Hawkins BA (1996) Biodiversity and agroecosystem function. In: Mooney HA, Cushman JH, Medina E, Sala OE, Schulze ED (eds) *Functional Roles of Biodiversity: A Global Perspective*. Wiley, New York, pp 261–297
- Szinétár C (2002) On the nature of agrobiont spiders. *J Arachnol* 30:389–402
- ter Braak CJF (1986) Canonical correspondence analysis: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67(5):1167–1179
- ter Braak CJF (1987) The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. *Vegetatio* 69:69–77
- ter Braak CJF, Prentice IC (1988) Partial canonical correspondence analysis. *Adv Ecol Res* 18:271–317
- ter Braak CJF, Šmilauer P (2002) *CANOCO Reference manual and CanoDraw for Windows User's guide: Software for Canonical Community Ordination (Version 4.5)*. Biometris, Wageningen
- Thomas CFG, Marshall EJP (1999) Arthropod abundance and diversity in differently vegetated margins of arable fields. *Agric Ecosyst Environ* 72:131–144
- 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*, N.F. 10:3–76, 111–126, 243–263, 337–365
- Toschki A (2008) *Eignung unterschiedlicher Monitoring-Methoden als Grundlage zum Risk Assessment für Agrarsysteme – Am Beispiel einer biozöologischen Reihenuntersuchung und einer Einzelfallstudie*. Dissertation RWTH Aachen
- Vickerman GP (1991) The effects of different pesticide regimes on the invertebrate fauna of winter wheat. In: Greig-Smith PW, Frampton GK, Hardy AR (eds) *The Boxworth Project : Pesticides, Cereal Farming and the Environment*. HMSO, London, pp 82–109
- Whittaker RH (1984) Model interpretation from the additive elements of the likelihood function. *Appl Stat* 33:52–65
- Winder L (1990) Predation of the cereal aphid *Sitobion avenae* by polyphagous predators on the ground. *Ecological Entomology* 15(1):105–110
- Zangger A (1994) The positive influence of strip management on carabid beetles in a cereal field: accessibility of food and reproduction in *Poecilus cupreus*. In: Desender K (ed) *Carabid Beetles: Ecology and Evolution*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp 469–472