

Artenvielfalt

Bewertung der Evertebraten-Biodiversität landwirtschaftlicher Nutzflächen – Möglichkeiten und Grenzen der Nutzung biotischer Elemente als Indikatoren für Biodiversität der Agrarlandschaft

Evaluation of the invertebrate biodiversity of arable land – potential and limits to use biotic parameters as indicators for the biodiversity of rural areas

Wolfgang Büchs

Julius-Kühn-Institut, Institut für Pflanzenbau und Bodenkunde, Bundesallee 50, D-38116 Braunschweig, wolfgang.buechs@jki.bund.de, +49(0)531 5962309

DOI: 10.5073/jka.2012.436.006

Zusammenfassung

Vielfach wird der Begriff der „Biologischen Vielfalt“ sehr linear benutzt: Ein „Mehr“ an Arten oder genetischen Variationen wird undifferenziert als positiv betrachtet. Entsprechend wird in der politischen Umsetzung die Garnierung der Landschaft mit möglichst vielen Strukturen gleichgesetzt mit der Förderung der biologischen Vielfalt. In der vorliegenden Arbeit wird dargestellt, dass neben der Quantität (Maximierung der Artenzahl) auch die Qualität (Förderung von stenöken Habitatspezialisten) beachtet werden muss, dass regional auch Strukturarmut qualitative Biodiversität fördern kann und dass die bewirtschaftete Fläche selbst einen Beitrag zur Biodiversitätssicherung leisten kann. Es werden biotische Indikatoren auf Basis von Wirbellosentaxa zur Bewertung agrarisch genutzter Landschaften dargestellt sowie Probleme und Perspektiven ihrer Anwendung aufgezeigt. Dies schließt Anwendungsbeispiele für surrogate Indikatoren ein. Ebenso wird verdeutlicht, dass selbst in der gut untersuchten Agrarlandschaft bzgl. der Erfassung zoologischer Taxa Erkenntnisdefizite bestehen, die gelöst werden müssen, um „Biodiversität“ überhaupt bewerten zu können.

Stichwörter: Biodiversität, Vielfalt, Evertebraten, Wirbellose, Arthropoden, Insekten, Spinnen, Bioindikatoren, Bewirtschaftung, landwirtschaftliche Nutzfläche

Summary

In many cases the term „biodiversity“ is used in a very simplistic way: a „more“ of species or genetical variations is undifferentiatedly judged as positive. In consequence, in the political conversion a topping of the landscape with as much structural elements as possible is regarded as the way for a most efficient enhancement of biodiversity. This paper shows that beside quantity (maximum no. of species) also the quality (enhancement of habitat specialists) is of significant importance, that in certain regions even agricultural areas poor in structural elements are able to promote qualitative biodiversity and that even areas under plough deliver their contribution to save biodiversity of rural landscapes. Biotic indicators on the basis of invertebrates to evaluate the quality of arable land are demonstrated and perspectives and limitations of their application shown including examples for the application of surrogate indicators. Finally, it is demonstrated that even in the well investigated agro-ecosystems remain significant deficiencies regarding the assessment and knowledge of certain zoological which have to be solved in order to enable us for a sound and profound evaluation of „biodiversity“.

Keywords: biodiversity, invertebrates, arthropods, insects, spiders, biotic indicators, arable land, agriculture, crop management

Einleitung

Wenn von Biodiversität oder „Biologischer Vielfalt“ gesprochen wird, meinen viele, es geht nur um die Artenzahl oder die Zahl genetischer Varianten und „viel“ (d. h. ein „mehr“ an Arten oder genetischen

Varianten) ist gleich gut. Nach NOSS (1990) ist der Begriff Biodiversität allerdings wesentlich komplexer. Er besteht aus den Grundelementen „Struktur“, „Komposition“ und „Funktion“, die interagieren und aus zahlreichen, hierarchisch angeordneten Ebenen bestehen, von denen die Artenvielfalt bzw. genetische Vielfalt jeweils nur einen Ausschnitt darstellen. D. h. wir müssen bei der Betrachtung von „Biodiversität“ wesentlich umfassender herangehen als nur Arten, Rassen/Sorten oder genetische Varianten zu zählen.

Widerspruch zwischen Inseltheorie und Mosaikkonzept: Maximierung der Artenvielfalt vs. Förderung von Habitatspezialisten

Bezüglich der Förderung von Artenvielfalt gibt es einen Widerspruch zwischen der Inseltheorie von MACARTHUR & WILSON (1967) und dem Mosaikkonzept von DUELLI (1992). Nach der Inseltheorie nimmt die Artenvielfalt mit der Arealgröße eines Habitattyps zu (weil viele Arten eine Mindestarealgröße benötigen). Nach der Mosaiktheorie, nimmt dagegen die Artenvielfalt zu, je mehr Habitattypen in einem begrenzten Raum zur Verfügung stehen und je heterogener die Habitate sind, die in dem begrenzten Areal vertreten sind. Der Theorie folgend neutralisieren sich Insel- und Mosaiktheorie. In der Realität funktioniert das Ganze nicht so modellgemäß, u. a. weil es einen Austausch zwischen verschiedenen Habitaten gibt, aber für ein begrenztes Areal ist klar: Je größer jeder Habitattyp ist, desto geringer wird die Gesamtzahl verschiedener Habitate sein. Darüber hinaus ist auch die „Qualität“ der Arten zu berücksichtigen (euryöke [„anspruchslöse“] Arten vs. stenöke Arten [mit sehr spezifischen Ansprüchen]): Ohne Zweifel wird eine höhere Artenvielfalt festzustellen sein, wenn man den Anteil struktureller Elemente in der Agrarlandschaft steigert. Allerdings sind die zusätzlich eingebrachten Elemente dann zwangsläufig von geringer Flächenausdehnung. Damit werden zwar „neue“ Arten eingeführt (also die Vielfalt steigt) aber es handelt sich i.d.R. um anspruchslöse Allerwärtsarten, während anspruchsvolle und meist gefährdete Arten erst dann auftreten wenn der Habitattyp eine entsprechende Mindestgröße aufweist (KRUESS & TSCHARNTKE, 1994; BROSE, 2003 u. a.). Wenn wir Vielfalt nicht ausschließlich unter dem anthropozentrisch funktionellen Gesichtspunkt betrachten (z. B. Maximierung der Prädatoren- oder Zersetzerabundanz im Hinblick auf eine effektive Schädlingsreduktion oder einen schnellen Stoffumsatz), müssen wir Biodiversitäts-Konzepte entwickeln, die gerade die anspruchsvollen, störungsempfindlichen Habitatspezialisten, die bei Belastungen i.d.R. auch als erste verschwinden, fördern.

DÖRING & KROMP (2003) zeigen, dass Ökologischer Landbau stenotope Feldarten unter den Carabiden fördert. Dies erfolgt insbesondere auf eher sandigen Standorten. Das sind dann nicht die zusätzlichen Allerwärts-Arten, die z. B. aus Feldrainen einwandern, sondern Habitatspezialisten, die eine ackerbauliche Bewirtschaftung brauchen, aber auf bestimmte Belastungen (wie z. B. durch mineralische Dünger und Pflanzenschutzmittel) sehr empfindlich reagieren.

Strukturvielfalt – das Patentrezept zur Förderung der Biodiversität in Agrarlandschaften?

In landwirtschaftlich genutzten Regionen wird das Einbringen von Strukturen oft als das A und O der Förderung von Biologischer Vielfalt angesehen und bildet z. B. einen Kernbereich des sog. „High-Nature Value“- Indikators (ANDERSON *et al.*, 2003; BENZLER, 2009; MÜLLER, 2010). Strukturvielfalt ist grundsätzlich sicherlich nicht falsch, aber vor dem Hintergrund Habitatspezialisten fördern zu wollen (s. o.) sehr differenziert zu betrachten: Niemand wird auf die Idee kommen, z. B. die Biodiversität eines Schilfgürtels als ebenfalls struktur- und artenarmes Ökosystem durch Einbeziehen eines Netzes gehölzbestandener Dämme künstlich zu erhöhen (BÜCHS, 2001).

Unmittelbar nach der Wende gab es zwischen west- und ostdeutschen Agrarentomologen einen intensiven Diskurs, ausgelöst durch eine Publikation von WETZEL (1993) aus Halle/Saale mit dem Titel „Genug Nützlinge auch auf Großflächen“. Es folgten aufgebrachte Gegenpublikationen westdeutscher Kollegen (POEHLING *et al.*, 1994). Dieser Diskurs erstreckte sich bis in das neue Jahrtausend (KREUTER, 2000; WETZEL, 2004). Was war geschehen? Von VOLKMAR & WETZEL (1998) wurden auf 43 ha und 25 ha großen Schlägen in Sachsen-Anhalt 158 Spinnenarten nachgewiesen, darunter

21 Arten der Roten Liste. Dabei wurden verschiedene gefährdete Spinnenarten in der Feldmitte mit ähnlich hoher Individuenzahl wie in den randnäheren Bereichen festgestellt.

Auch bei den Laufkäfern zeigte sich nach 5-jährigen Untersuchungen von KREUTER (2000), in denen ein Vergleich zweier 3,8 bzw. 7,5 ha großer Schläge in strukturreicher Umgebung mit einem 42,5 ha großen Schlag in „ausgeräumter“ Umgebung, alle seit 1993 ökologisch bewirtschaftet, erfolgte:

- Es bestanden kaum Unterschiede in der Gesamtartenzahl und Aktivitätsdichte, bei allerdings geringfügig höheren Artenzahlen und Aktivitätsdichten im Inneren der kleinen Schläge.
- Der große Schlag wies in seinem zentralen Bereich mehr bestandsbedrohte Laufkäferarten (25) auf als die beiden kleinen Felder (22).
- Die ausgeräumte Feldflur enthielt einige faunistisch bemerkenswerte Arten, die in den kleinen Feldern nicht zu finden waren. (z. B. *Calosoma auropunctatum*, *Carabus auratus*, *C. granulatus*, *Broscus cephalotes*, *Amara ingenua*, *Dolichus halensis*).

Bei einem Vergleich von konventionell geführten 24 ha und 141 ha großen Feldern in der Magdeburger Börde (Sachsen-Anhalt) mit einem nur 6 ha kleinen Schlag bei Braunschweig (alle Schläge in weitgehend ausgeräumter Landschaft) wurde der Unterschied im Artenspektrum und der Dominanzstruktur noch offensichtlicher: Im Westen wurden auf dem kleinen Schlag deutlich weniger Arten als auf den östlichen Großschlägen gefunden. Dies waren zudem nahezu ausschließlich Arten, die man als Intensivierungsindikatoren bezeichnen könnte (VOLKMAR *et al.*, 1994).

Bei den im Zentrum von Großschlägen vorkommenden gefährdeten Arten handelt es sich meist um xerothermophile Arten, deren Verbreitungsschwerpunkt sich in den weiter östlich gelegenen Steppenhabitaten befindet, d. h. es handelt sich um eine an die spezielle klimatische Situation im mitteldeutschen Trockengebiet angepasste Fauna. Dort herrschen im Vergleich zum übrigen Deutschland deutlich kontinentalere, dem Steppenklima ähnliche Bedingungen vor. Dieses Steppenklima finden diese Arten im Zentrum der großen Felder. D. h., hier erhalten wir durch Einbringen von Strukturen zwar mehr Arten, fördern aber nicht unbedingt diese aus dem Osten vordringenden Habitatspezialisten. Schon wenige Kilometer weiter westlich bei Braunschweig ist die Fauna dagegen mehr atlantisch geprägt, Steppenarten fehlen nahezu völlig. Hier kann die Erhöhung der strukturellen Vielfalt nur positive Effekte auf die Biodiversität haben.

Einen sehr ähnlichen Effekt beobachteten auch MÜHLENBERG & SLOWIK (2002) bei einem Vergleich großräumiger und strukturarmer Agrarlandschaften Polens mit der kleinstrukturierten Agrarlandschaft Unterfrankens: In Polen wurde die gleiche Insektendiversität bei sehr viel geringerem Strukturreichtum erreicht wie in Unterfranken. Strukturreichtum ist also nicht der alleinige und auch nicht der wesentliche Faktor für eine hohe Biodiversität.

Die Beispiele belegen

- die zentrale Bedeutung der bewirtschafteten Flächen für Bewertungsansätze,
- dass gängige Klischeevorstellungen wie strukturreiche Agrarlandschaften sind „intakter“ bzw. strukturarme Agrarlandschaften sind „ausgeräumt“ und bzgl. Biodiversität „verarmt“ kritisch überdacht werden müssen.

Biodiversitätspotenzial scheinbar einförmiger Habitate

Wie stark die Artenzusammensetzung selbst scheinbar einförmiger Habitate wie z. B. Rapsfelder in verschiedenen Regionen variieren kann, zeigt dieser Vergleich der Ähnlichkeit der Laufkäferzönosen in Winterrapsflächen in verschiedenen europäischen Ländern: Ihre Ähnlichkeit ist umso geringer, je größer die geographische Distanz zwischen den Rapsflächen ist. Während der Ähnlichkeitsindex zwischen England und Deutschland noch fast bei 60 % liegt, beträgt die Ähnlichkeit der Laufkäferartengemeinschaft zwischen England und Estland nur noch wenig mehr als 1/3. Die regionalen Unterschiede sind größer als die Unterschiede zwischen verschiedenen Bewirtschaftungsintensitäten einer Region (Abb. 1). Ebenso gibt es Unterschiede bei den (eu-) dominanten Arten: Während in Großbritannien z. B. *Asaphidion flavipes* im Raps sehr häufig ist und in

westlichen Ländern (Großbritannien, Deutschland, Schweden) Arten wie *Amara similata* und *Anchomenus dorsalis* vorherrschen, treten diese Arten weiter östlich (Polen, Estland) stark zurück und werden z. B. durch *Poecilus cupreus*, *Amara eurynota* und verschiedene *Harpalus*-Arten ersetzt (BÜCHS *et al.*, 2007). Im Südosten (Kroatien, Serbien) dominieren dann *Brachinus*-Arten, die in (Nord-)Westeuropa fehlen und hier nur rezident vertreten sind (BÜCHS, PRESCHER, SCHMIDT, L. SIVCEV, GOTLIN-CULJAK, I. SIVCEV, JURAN, GRAORA, DJELINIC, in Vorb.). Insgesamt sind es über 130 Arten. Dies belegt, dass auch scheinbar monoton wirkende, +- intensiv bewirtschaftete Flächen keine nivellierte „Einheitsfauna“ aufweisen, sondern hinsichtlich ihrer Entomozöosen einen Beitrag zur Biodiversität der Agrarlandschaft leisten.

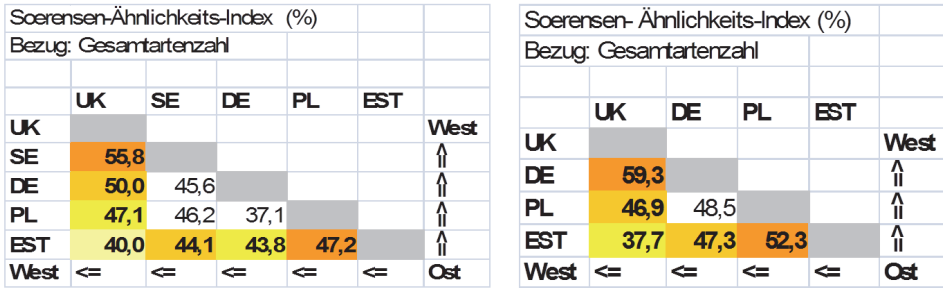


Abb. 1 Ähnlichkeit (%) der Laufkäferartengemeinschaften (Coleoptera: Carabidae) aus Bodenfallenfängen in Rapsfeldern in Großbritannien (UK), Schweden (SE), Deutschland (DE), Polen (PL) und Estland (EST) in 2004 (links) und 2005 (rechts)

Fig. 1 Similarity (%) of ground beetle assemblages (Coleoptera: Carabidae) from pitfall traps in oilseed rape fields of Great Britain (UK), Sweden (SE), Germany (DE), Poland (PL) and Estonia (EST) in 2004 (left) and 2005 (right)

Artenvielfalt allein reicht zur Bewertung von Agrarökosystemen nicht aus

Tab. 1 stellt die Artenzahl der Diptera mit unterschiedlichen Nahrungspräferenzen in transgenen und isogenen Maisflächen dar und zeigt scheinbar eindeutig, dass Bt-Mais im Vergleich zur isogenen Variante die Vielfalt der Dipteren-Arten offenbar fördert, und unter diesen insbesondere die Vielfalt der Zersetzer.

Tab. 1 Anzahl der Arten verschiedener funktioneller Gruppen der Zweiflügler (Insecta: Diptera) aus Bodenphotoelektoren in MON 810 Bt-Mais sowie isogenem Mais mit und ohne Insektizidbehandlung (BÜCHS, PRESCHER, MÜLLER, LARINK, 2004)

Tab. 1 Species numbers of different functional groups of flies and midge (Insecta: Diptera) from emergence traps in MON 810 Bt-maize and in isogenic maize with and without insecticide treatment (BÜCHS, PRESCHER, MÜLLER, LARINK, 2004)

	saprophag	phytophag	zoophag
Bt MON 810 (Novelis)	63	17	15
Isogene Sorte (Nobilis)	48	13	12
Isogene Sorte + Insektizid	44	12	18

Bedeutung von Fitnessparametern

Wenn man sich die Arten genauer ansieht und ihre Fitness testet, stellt man fest, dass die mit durchschnittlich 20 % hochdominante Trauermücken-Art *Lycoriella castanescens* durch Bt-Mais offenbar gehandicapt wird in Form signifikant geringerer Schlupfraten, während bei der weniger häufigen Art *Bradysia difformis* keine signifikanten Effekte sichtbar sind (Abb. 2). D. h. durch den weitgehenden Ausfall der vorherrschenden Art *Lycoriella castanescens* werden offenbar andere Arten

begünstigt, so dass die Artenzahl insgesamt steigt. Der „Dämpfer“ für die eudominante Art ist aus Sicht der Vielfalt sicherlich günstig, aus funktioneller Sicht weniger, wenn die Zersetzungslleistung aufgrund einer geringeren Gesamtindividuenzahl zurückgeht.

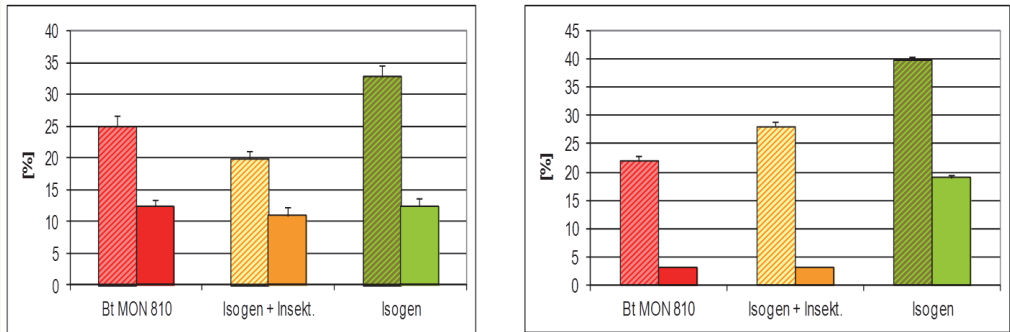


Abb.2 Verpuppungsraten (schraffiert) und Schlupfraten (gefüllt) der Trauermückenarten *Bradysia difformis* (links) und *Lycoriella castanescens* (rechts) nach Aufnahme von Bt- bzw. Bt-freien Maispollen (8 Wdh. mit jeweils 0,2 g Pollen und 8 Larven; Cry 1Ab-Gehalt im Pollen: 5,7 ng/g Frischgewicht; Mann-Whitney U-Test $p < 0,05$)

Fig. 2 Pupation rate (shaded columns) and hatching rates (filled columns) of the fungus gnat *Bradysia difformis* (left) and *Lycoriella castanescens* (right) after feeding on Bt-containing or Bt-free maize pollen (8 replicates, each with 0.2 g pollen and 8 larvae; Cry1Ab-content of pollen: 5.7 ng/g fresh weight; Mann-Whitney-U-test $p < 0.05$)

Schließlich zeigt sich in Fraßversuchen mit dem Laufkäfer *Poecilus cupreus* (Abb. 3), dass die Aufnahme von Bt-haltigen Larven der Trauermückenart *Bradysia difformis* zu einer Verzögerung der Larvalentwicklung bei den Prädatoren führt, was für die Prädatorenzönose insgesamt nachteilig sein kann. Hieraus wird deutlich, dass die Artenzahl eines Taxons alleine wenig aussagt, sondern immer mehrere Taxa betrachtet werden müssen und man Nahrungsketteneffekte, die die Fitness der Arten beeinträchtigen können, im Auge behalten muss.

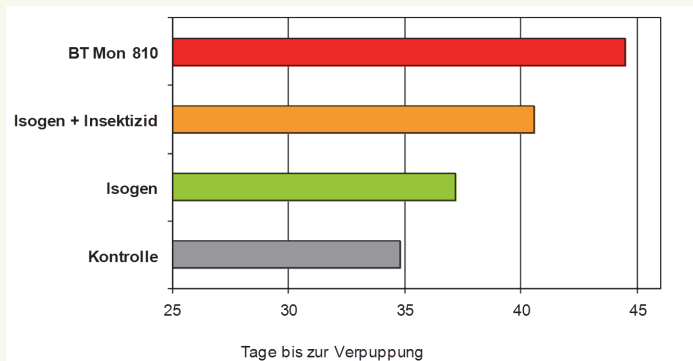


Abb. 3 Durchschnittlicher Tag der Verpuppung von Larven des Laufkäfers *Poecilus cupreus*, aufgezogen mit Bt-haltigen (Bt MON 810) oder Bt-freien Larven der Trauermückenart *Bradysia difformis* (15 Wdh./Variante; Kontrolle: *Calliphora*-Puppen; Mann-Whitney-U-Test $p < 0,05$)

Fig. 3 No. of days until pupation of larvae of the ground beetle *Poecilus cupreus* fed with Bt-containing (Bt MON 810) or alternatively with Bt-free larvae of the fungus gnat *Bradysia difformis* (15 replicates/treatment; control: *Calliphora*-pupae as food; Mann-Whitney-U-test $p < 0.05$)

Aktivitätsdauer des Goldlaufkäfers als Indikator für Bewirtschaftungsintensität

Als geeigneter Indikator für die Bewertung der Bewirtschaftungsintensität erweist sich weiterhin die Zahl der Fangperioden, in denen der Goldlaufkäfer (*Carabus auratus*) ermittelt wird (Abb. 4). Hierbei zeigt sich über zwei Jahre die klare Tendenz einer Zunahme der Aktivitätsdauer je extensiver gewirtschaftet wird (BÜCHS *et al.*, 2003). Dies ist ein einfach anwendbarer Indikator, da er lediglich auf einer Präsenz-/Absensentscheidung beruht, d. h. auf der Frage: Kommt die Art in einer Fangperiode vor oder nicht? Zeitraubende Sortier- und Zählarbeiten sind nicht nötig.

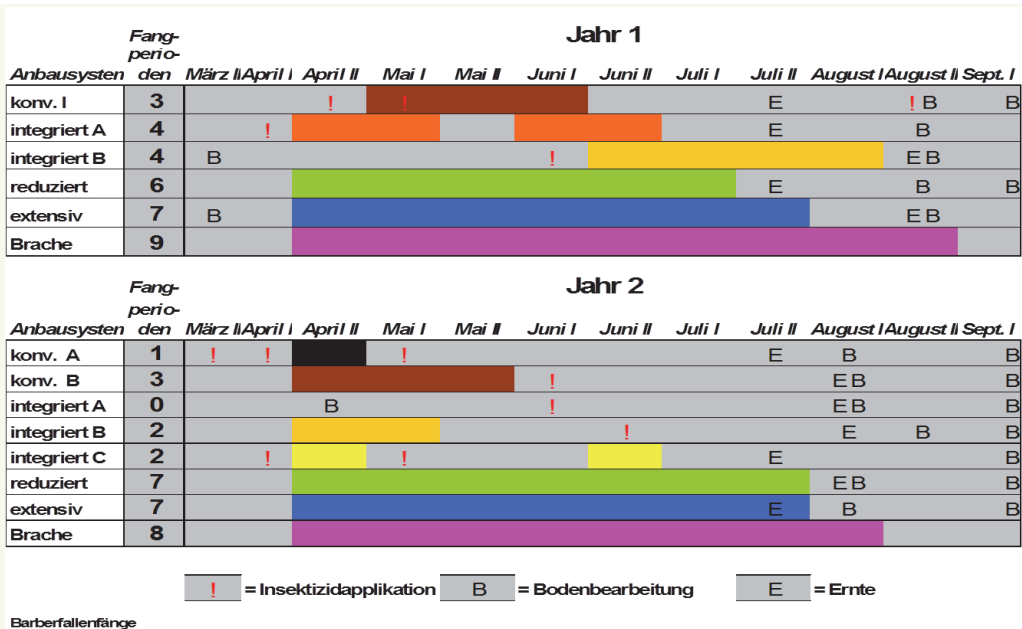
Der Goldlaufkäfer wird als Indikator schon recht breit angewendet:

http://www.halophila.de/startseite/lexika/insekten/carabus_auratus/carabusauratus.html

http://www.halophila.de/rundgang/01Neumarkt/fauna/body_carabus.html

<http://www.uni-giessen.de/fbr09/ipaz/basedow/laufkaefer.htm>

http://www.smul.sachsen.de/umwelt/download/boden/Zum_Einfluss_der_Bodenbearbeitung_auf_ausgewaehlte_Elemente_des_Bodenlebens.pdf



Barberfallenfänge

Abb. 4 Anzahl der 14-tägigen Fangperioden mit Nachweisen des Goldlaufkäfers (*Carabus auratus*) in Bodenfallen (Raum Braunschweig) unterschiedlich intensiv bewirtschafteter Ackerflächen und einer Dauerbrachfläche. Darstellung der Fänge aus zwei Vegetationsperioden

Fig. 4 Numbers of 14-days sampling period with records of the ground beetle *Carabus auratus* in pitfall traps (region of Braunschweig) of differently managed arable fields and a set-aside area. Samples from two seasons are displayed

Anteil Pionierarten als Indikator für Belastungs- und Störungsintensität

Ein wichtiges Kriterium für die Beurteilung der Nachhaltigkeit einer Landbewirtschaftung ist die Frage, inwieweit die Fauna und Flora eines Lebensraumes durch Pionierelemente geprägt ist. Die Zwerg- und Baldachinspinnen (Araneae: Linyphiidae) sind als Pionierarten unter den Spinnen typisch für stark gestörte Flächen. Derartige Störungen durch Vorgänge wie Ernte, Pflanzenschutzmittel-Anwendungen und Bodenbearbeitungen sind auf Ackerflächen zwar systemimmanent, aber in sehr unterschiedlicher Intensität und Ausprägung. Die Wolfsspinnen (Araneae: Lycosidae) reagieren dagegen sehr empfindlich auf derartige Eingriffe. Beim Vergleich der verschiedenen intensiv

bewirtschafteten Anbausysteme und der Dauerbrachfläche zeigt sich über drei Jahre eine einheitliche Tendenz: Abnahme der Pionierarten (Araneae: Linyphiidae) mit zunehmender Extensivierung bei gleichzeitiger Zunahme der Wolfsspinnen (Araneae: Lycosidae) als Störungsanzeiger. Während die Pionierarten in den bewirtschafteten Flächen immer überwiegen, ist es in der ungestörten Dauerbrache umgekehrt, hier überwiegen die störungsempfindlichen Wolfsspinnen (BÜCHS *et al.*, 2003).

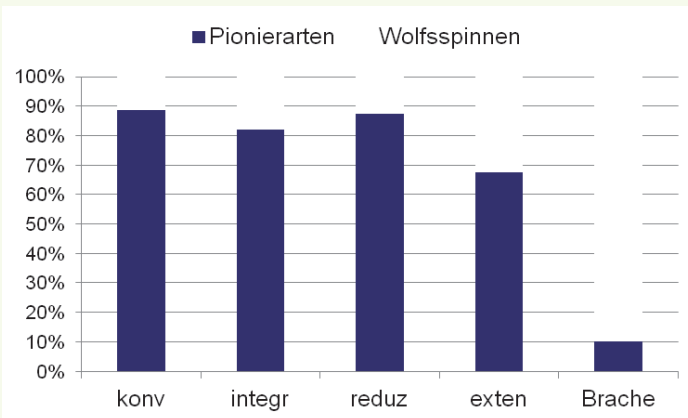


Abb. 5 Verhältnis von Pionierarten (Araneae: Linyphiidae) und störungsempfindlichen Wolfsspinnen (Araneae: Lycosidae) aus Bodenfallenfängen (Raum Braunschweig) in unterschiedlich intensiv geführten Produktionssystemen und einer 5-jährigen Dauerbrache

Fig. 5 *Ratio of disturbance tolerant „pioneer species“ (Araneae: Linyphiidae) and sensitive wolf spiders (Araneae: Lycosidae) from pitfall traps (region of Braunschweig) in differently managed production systems and a 5-year set-aside area*

Wie diese kleine Auswahl an Beispielen gezeigt hat, existieren zahlreiche Möglichkeiten den zumindest auf bewirtschafteten Flächen wenig aussagesicheren Parameter „Artenvielfalt“ durch syn- und autökologische „Fitness- und Strukturparameter“ zu ersetzen, die uns eine graduelle und sehr feine Beurteilung struktureller sowie (indirekt auch) funktioneller Auswirkungen der jeweiligen Bewirtschaftung ermöglichen (BÜCHS, 2003). Das Problem liegt also nicht in den Möglichkeiten der Bewertung der (konventionell) bewirtschafteten Flächen, sondern in der praktischen Umsetzung. Es gibt zahlreiche tierökologische Parameter sowohl auf Populations- als auch auf Zoozönoseebene, die sich als Indikatoren in dem uns interessierenden Bereich eignen (Tab. 2).

Die Probleme der praktischen Umsetzung sind ausgesprochen vielfältig. Ein großes Problem stellt die Ermittlung von Referenzwerten und Baselines dar, die sich – wenn überhaupt – nur mit großem Aufwand erheben lassen. Infolge des Fehlens von Referenzwerten sind immer Vergleichsuntersuchungen erforderlich, d. h. neben der Fläche, die ich eigentlich bewerten will, braucht man zumindest eine zweite Fläche als Referenz- bzw. Bezugsgröße. Darüber hinaus müssen wir uns eingestehen, dass wir die „wahre“ Biodiversität der verschiedenen Lebensräume in der Agrarlandschaft nicht kennen und daher auch nicht beurteilen können. Wie groß dieses Defizit gerade im zoologischen Bereich ist, sehen wir, wenn wir uns die Verwendung zoologischer Taxa im Rahmen raum- und umweltrelevanter Planungsverfahren ansehen (RIEKEN, 1992): Insgesamt kommen überhaupt nur 12 Tiergruppen zum Zuge, von denen oft sogar nur Teilgruppen bearbeitet werden (z. B. die Tagfalter unter den Schmetterlingen, die Gehäuseschnecken unter den Schnecken, die Laufkäfer unter den Käfern etc.). An erster Stelle finden in fast allen Planungen mit zoologischem Beitrag die Vögel Berücksichtigung. Es folgen die übrigen Wirbeltiergruppen (mit Ausnahme der Fische) sowie die Schnecken und dann artenärmere, leichter bestimmbarere Insektentaxa.

Tab. 2 Beispiele für biodiversitätsrelevante (Fitness)Parameter auf Populations- und Zoozönoseebene sowie Surrogate als Grundlage für die Bewertung von Agrarökosystemen
Tab. 2 *Examples of (fitness)parameters relevant to assess biodiversity on the population or community level and of surrogates as basis for the evaluation of agro-ecosystems*

Population	Zoozönose
Abundanz/Aktivitätsdichte	Artenzahl
Präsenz/Konstanz/Frequenz	Strukturelle Ausprägung von Artenbeständen (Dominanzstruktur, Arten-Dominanzidentität, Clusterbildung, Korrelationen, Korrespondenzen)
Arten/Unterarten/Rassen	Verhältnis r- und K-Strategien
Ernährungssituation (Größe, Gewicht, Fraß-/Umsatzleistung)	Verhältnis euryöke / stenöke Arten; Pionieratenanteil
Geschlechterverhältnis	Verhältnis der Habitatpräferenzen
	Verhältnis ökologischer Präferenzen
Reproduktionsphasen/-raten	Verhältnis phyto-/saprophager Arten zu Carnivoren und Parasitoiden (i.w.S. predator/prey rel.)
Phänologie	Zoogeographische Struktur
Wachstumsrate	Taxonomische Struktur (e. g. taxonomische Distanz)
Altersstruktur	Surrogate
Morphologische Merkmale	Bodenpunktzahl
Entwicklung Flugmuskulatur	Schluffanteil (bzw. allg. Bodentyp)
Fluctuating Assymetry	Anteil (Klein-)Strukturen
Kurz-/Langflügeligkeit	Bodenbedeckungsgrad/Bodenfeuchte/Leitfähigkeit
Netzstruktur (Spinnen), Kokonstrukt (holometabole Insekten)	Schlaggröße, Verhältnis Feldrand vs. Feldfläche
Parasitierung, Krankheiten, Mißbildungen	Stoffumsatzrate/Prädations-/Parasitierungsrate/ Bestäubungsrate
Überwinterungsverhalten/-erfolg	Produktionsmittel (Kulturartenvielfalt/Bodenbearbeitung/ Pestizide/Dünger/Sorte/Aussaaddichte)
Habitatpräferenzen	Anteil organischer Landbau

Einige besonders artenreiche Taxa wie z. B. die parasitischen Hymenopteren, die Nematocera und Brachycera, die Milben sowie die gesamten Zersetzer, ja selbst die übrigen Käfer oder die Spinnen, von denen wir ein umfassendes Hintergrundwissen bzgl. ihrer ökologischen Ansprüche haben, werden praktisch nie als Grundlage für Planungen im Bereich Naturschutz und Landschaftspflege herangezogen. Während für die Bewertung von Gewässern klare Richtlinien bzgl. der (zahlreich) zu berücksichtigenden Taxa bestehen (HAASE *et al.*, 2005), hat sich im terrestrischen Bereich die von RIEKEN (1992)(!) geschilderte Praxis im Prinzip bis heute nicht verändert. D. h. wir können die Biodiversität einiger der artenreichsten Taxa selbst in gut untersuchten und einfach strukturierten Agrarökosystemen nur lückenhaft einschätzen. Das Problem ist, dass der Erhebungsaufwand für nahezu alle Indikatoren auf Art- oder Biozönoseebene selbst bei maximaler Vereinfachung (wie z. T. hier dargestellt) als sehr hoch betrachtet wird. Folge ist, dass fast alle bestehenden Bewertungsverfahren den biotischen Bereich nur über abgeleitete Parameter erfassen, mit – wenn überhaupt – nur sehr indirektem Bezug zu Aspekten der Biodiversität. Aufgrund dieser Problematik werden immer mehr surrogate (= abgeleitete) Indikatoren entwickelt, wie der von JOSCHKO *et al.* (2010) vorgestellte Zusammenhang zwischen elektrischer Leitfähigkeit und Regenwurmabundanz (man könnte sich dadurch die sehr aufwändigen Regenwurmerfassungen sparen). Dieser Indikator betrifft zwar nur sehr indirekt die Biodiversität, und funktioniert nur unter bestimmten Bedingungen (z. B. Bodentyp), aber es ist ein erster surrogater Ansatz mit dem Ziel der Vereinfachung. Bei den im REPRO-Modell benutzten Indikatoren „Bodenbedeckungsgrad“ und „Kulturartenvielfalt“ ist HEIER *et al.* (2003) für Laufkäfer ein Bezug zur Biodiversität sowohl über die Artenvielfalt als auch über die Einbeziehung der Aktivitätsdichten gelungen. Auch wenn hier wieder das reduzierte Verständnis der Biodiversität im Sinne einer Vielfaltsmaximierung zum Tragen kommt und das Ganze auf Laufkäfer

beschränkt ist, scheint es ein beachtenswerter Ansatz für einen Ausweg aus dem geschilderten Dilemma der biotischen Indikation zu sein: Denn wenn sich Beziehungen wie die dargestellte wiederholt absichern lassen, ist keine aufwändige Erfassung der Artenvielfalt mehr erforderlich, sondern kann mit der Erhebung einfacher Parameter wie hier dem Bodenbedeckungsgrad erfolgen, der sich per Fernerkundung (via Satellit) nahezu automatisiert erfassen lässt. Die Biodiversitätssicherung könnte in diesem Zusammenhang über festzulegende Schwellenwerte erfolgen.

Danksagung

Danken möchte ich von ganzem Herzen für die vielfachen Hilfen und Kooperationen im Rahmen zahlreicher Projekte, die dieser Darstellung zugrunde liegen. Insbesondere danke ich den langjährigen KollegInnen und Mitarbeiterinnen im Labor Dr. Sabine Prescher, Dr. Oliver Schlein, Dr. Daniela Felsmann, Andreas Müller, Dr. Joachim Zimmermann, Dr. Alexander Harenberg, Fabian Zelmanski, Ruth Polok und Karina Lamik.

Schlußfolgerungen

Es hat sich gezeigt, dass zwischen quantitativer (Maximierung der Artenzahl) und qualitativer Biodiversität (Förderung von Habitatspezialisten) unterschieden werden muss. Dabei ist die Förderung von Habitatspezialisten höher zu bewerten, da diese an ganz spezifische Zustände gebundenen Arten mit geringer ökologischer Valenz bei Veränderungen am schnellsten verschwinden. Es ist dokumentiert, dass regional (klimatisch bzw. vom Bodentyp bedingt) auch strukturarme Zustände positive Effekte vor allem im Hinblick auf die Förderung und Sicherung qualitativer Biodiversität haben können. Ebenso wurde deutlich, dass nicht nur die begleitenden, meist linearen Landschaftsstrukturen (Hecken, Feldraine etc.) biodiversitätsrelevant sind, sondern auch die bewirtschaftete Fläche einen nennenswerten Beitrag zur Sicherung funktioneller und qualitativer Biodiversität liefert und somit bewirtschaftete Flächen in Biodiversitätskonzepten mit einbezogen werden müssen.

Als biodiversitätsfördernde Maßnahmen auf den landwirtschaftlichen Nutzflächen sind denkbar: Sicherung der Bewirtschaftung von Grenzertragsstandorten auf Böden mit höherem Sandanteil; Beachtung schlaginterner Segregation (z. B. Kuppen mit geringer Bodenaufgabe, feuchte Senken, Sölle etc.), weite Fruchtfolgen unter Integration von Rotations- und Dauerbrachen, Spezialkulturen, Zwischenfrüchte, Verzicht auf Sommerungen, periodische Reduktion der Bodenbearbeitung (z. B. Mulchsaat), Einrichtung von Ackerrandstreifen, conservation headlands² Verzicht bzw. Minimierung des Pflanzenschutzmitteleinsatzes (vor allem Insektizide, Herbizide), mechanische Unkrautbekämpfung, Verzicht auf Voraufbauherbizide; Reduktion mineralische Düngemittel, weitere Pflanzabstände, krankheitstolerante Sorten, alte Sorten, precision farming etc.

Die Erfassung und Bewertung von Biodiversität erfolgt auch 20 Jahre nach Identifikation des Problems immer noch auf Basis weniger Taxa (Vögel, Blütenpflanzen, ggf. Tagfalter, Heuschrecken sowie im Ausnahmefall Laufkäfer). Es fehlen weiterhin Grundlagendaten zur Biodiversität zahlreicher individuen- und artenreichen Taxa in der Agrarlandschaft (z. B. Käfer, Hautflügler, saprophage und phytophage Dipteren, Milben, Springschwänze) auf verschiedenen Funktionsebenen (Zersetzer, Prädatoren, Parasitoide, Bestäuber). Es fehlen „all taxa biodiversity inventories“ (ATBI) für die Agrarlandschaft. Ansätze hierzu gibt es in den USA <http://www.atbi.alliance.org/> und EU-gefördert in Europa <http://www.atbi.eu/wp7/> mit einem Standort in Deutschland (Spreewald). Sie konzentrieren sich bisher vornehmlich auf Nationalparks, enthalten aber mit Grünland, Gemüse- und Obstbauflächen auch Agrarökosysteme. ATBI's schaffen nicht nur eine Grundlagendatenbasis, sie führen auch zu Erkenntnissen über biodiversitätsrelevante Interaktionen verschiedener Taxa und sind letztendlich unverzichtbar für Validierung von Indikatoren im Hinblick auf die Übertragbarkeit auf andere Taxa. Beispiel: Die politische Umsetzung der EU-Biodiversitätsförderung erfolgt derzeit wesentlich durch Anwendung des Vogelindikators und des High-Nature-Value-Indikators (ANDERSEN *et al.*, 2003; BENZLER, 2009; MÜLLER, 2010). Es fehlen jedoch Validierungen im Hinblick auf die Übertragbarkeit dieser Indikatoren wie z. B. inwiefern ist die Aussage des Vogelindikators übertragbar

² http://www.gwct.org.uk/education__advice/english_entry_level_stewardship/habitat_issues/336.asp

auf die Biodiversitätssituation z. B. der Bodenmilben als Zersetzer, der Kurzflügelkäfer als Prädatoren oder der Wildbienen als Bestäuber? Wie ist sichergestellt, dass der HNV-Indikator nicht nur im Sinne einer Maximierung der Artenvielfalt vornehmlich Allerweltsarten fördert, sondern auch stenöke Habitatspezialisten? Biodiversitäts-Indikatoren auf der Basis von Invertebraten werden bisher kaum angewendet. Hierzu wurden gangbare Ansätze vorgestellt (Präsenz/Absenz Goldlaufkäfer, Wolfsspinnenanteil), den Erhebungs- und Bestimmungsaufwand sowie Anforderungen an fachliche Qualifikation der Anwender minimieren. In diesem Bereich ist die Entwicklung weiterer Indikatormodelle erforderlich, ebenso wie die fortgesetzte Validierung der bereits vorhandenen Ansätze.

Literatur

- ANDERSEN, E. *et al.*, 2003: Developing a high nature value farming area indicator: Internal report. - Copenhagen (EEA).
- BENZLER, A., 2009: Implementierung des HNV-Farmland-Indikatoren in Deutschland. - Newsletter des Europäischen Evaluierungsnetzwerks für ländliche Entwicklung. Rural Evaluation News Nr. 2, März 2009
http://ec.europa.eu/agriculture/rurdev/eval/network/newsletter/02_de.pdf (02.04.2009).
- BROSE, U., 2003: Regional diversity of temporary wetland carabid beetle communities: a matter of landscape features or cultivation intensity? - In: BÜCHS, W. (Ed.), Biotic Indicators for Biodiversity and Sustainable Agriculture. Agriculture, Ecosystems and Environment **98**, 423-434.
- BÜCHS, W., 2001: Alles Vielfalt oder was? - Probleme der Anwendung des Vielfaltbegriffs bei der Bewertung von Produktionsflächen und Ansätze zu Alternativen. - ForschungsReport **1/2001**, 9-13.
- BÜCHS, W., 2003: Biodiversity and agri-environmental indicators - general scopes and skills with special reference to the habitat level. - In: BÜCHS, W. (ed.), Biotic Indicators for Biodiversity and Sustainable Agriculture. - Agriculture, Ecosystems and Environment **98**, 35-78.
- BÜCHS, W., A. HARENBERG, J. ZIMMERMANN, and B. WEIB, 2003: Biodiversity the ultimate agri-environmental indicator? Potential and limits for the application of faunistic elements as gradual indicators in agroecosystems. - In: BÜCHS, W. (ed.), Biotic Indicators for Biodiversity and Sustainable Agriculture. - Agriculture, Ecosystems and Environment **98**, 99-123.
- BÜCHS, W., S. PRESCHER, A. MÜLLER, and O. LARINK, 2004: 1.1.4 Auswirkungen von Bt-Mais auf terricole, saprophage Dipteren. - Abschlussbericht zum BMBF-Verbundprojekt 0 31 26 31 G: Sicherheitsforschung und Monitoring-Methoden zum Anbau von Bt-Mais, 39pp., Braunschweig.
- BÜCHS, W., B. AHMAN, D. FELSMANN, Z. KLUKOWSKI, A. LUIK, C. NILSSON, and I. WILLIAMS, 2007: Key predator species in oilseed rape crops - results of a joint field trial in integrated and standard oilseed rape crop management in United Kingdom, Germany, Sweden, Poland and Estonia. - Proceedings of the 12th International Rapeseed Congress, March 26-30, 2007, Wuhan, China, Vol. **IV**, 236-239.
- DÖRING, T. F., and B. KROMP, 2003: Which carabid species benefit from organic agriculture? A review of comparative studies in winter cereals in Germany and Switzerland. - In: BÜCHS, W. (ed.), Biotic Indicators for Biodiversity and Sustainable Agriculture. - Agriculture, Ecosystems and the Environment **98**, 153-161.
- DUELLI, P., 1992: Mosaikkonzept und Inseltheorie in der Kulturlandschaft. - Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie **21**, 379-384.
- HAASE, P., A. SUNDERMANN, and K. SCHINDEHÜTTE, 2005: Informationstext zur Operationellen Taxaliste als Mindestanforderung an die Bestimmung von Makrozoobenthosproben aus Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland. - Forschungsinstitut Senckenberg, Abteilung für Limnologie und Naturschutzforschung; 24pp.
- HEYER, W., K.-J. HÜLSBERGEN, C. WITTMANN, S. PAJAJA, and O. CHRISTEN, 2003: Field related organisms as possible indicators for evaluation of land use intensity. - Agriculture, Ecosystems and Environment **98**, 453-461.
- JOSCHKO, M., R. GEBBERS, D. BARKUSKY, J. TIMMER, 2010: The apparent electrical conductivity as a surrogate variable for predicting earthworm abundances in tilled soils. - Journal of Plant Nutrition and Soil Science **173**, 584-590.
- KRUESS, A., T. TSCHARNTKE, 1994: Habitat fragmentation, parasitoid species loss, and biological control. - Science **264**, 1581-1584.
- MACARTHUR, R. and E. O. WILSON, 1967: The theory of Island Biogeography. - Princeton University Press, Princeton.
- MÜHLENBERG, M. and J. SLOWIK, 2002: Kulturlandschaft als Lebensraum. - 312 pp., Quelle & Meyer, Stuttgart.
- MÜLLER, J., 2010: Die Bestimmung von „High Nature Value Farmland“ Flächen mit GIS. Vergleichende Untersuchungen zur Identifizierung von High Nature Value Farmland auf Basis von Biotoptypen, Acker- und Grünlandkennarten und der Flächeninanspruchnahme durch seltene Tierarten. - In: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.): Treffpunkt Biologische Vielfalt, **IX/2010**, 125-130.
- NOSS, R. F., 1990: Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. - Conservation Biology **4**, 355-364.
- POEHLING, H.M., S. VIDAL and B. ULBER, 1994: Genug Nützlinge auf Großflächen - Wunsch oder Wirklichkeit? - Pflanzenschutz-Praxis **3/1994**, 34-37.
- RIEKEN, U., 1997: Arthropoden als Bioindikatoren in der naturschutzrelevanten Planung - Anwendung und Perspektive. - Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für allgemeine und angewandte Entomologie **11**, 45-56.
- SHANNON, C. E., 1948: A mathematical theory of communication. - Bell. Syst. Technol. **J. 27**, 379-423, 623-656.
- SHANNON, C. E. and W. WEAVER, 1963: The Mathematical Theory of Communication. - University of Illinois Press, Urbana Illinois, 117 pp.
- VOLKMAR, C. and T. WETZEL, 1998: Zum Auftreten gefährdeter Spinnenarten (Arachnida: Araneae) auf Agrarflächen in Mitteldeutschland. - Archiv für Phytopathologie und Pflanzenschutz **31**, 561-574.
- VOLKMAR, C., S. BOTHE, T. KREUTER, M. LÜBKE-AL HUSSEIN, L. RICHTER, U. HEIMBACH and T. WETZEL, 1994: Epigäische Raubarthropoden in Winterweizenbeständen Mitteldeutschlands und ihre Beziehungen zu Blattläusen. - Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Berlin-Dahlem **299**, 152pp.
- WETZEL, T., 1993: Genug Nützlinge auch auf Großflächen. - Pflanzenschutz-Praxis **4/1993**, 16-19.
- WETZEL, T., 2004: Integrierter Pflanzenschutz in Agroökosystemen. - 2. erweiterte Auflage. Steinbeis-Transferzentrum Integrierter Pflanzenschutz und Ökosysteme, Pausa/Vogtland, 288pp.
- WETZEL, T., C. VOLKMAR, M. LÜBKE-AL HUSSEIN, D. JANY and L. RICHTER, 1997: Zahlreiche "Rote-Liste-Arten" epigäischer Raubarthropoden auf großen Agrarflächen Mitteldeutschlands. - Archives of Phytopathology and Plant Protection **31** (2), 165-183.