

Lauf- und Kurzflügelkäfer (Coleoptera: Carabidae, Staphylinidae) auf Ackerflächen während der Umstellung vom konventionellen zum ökologischen Anbau

Von Lars Schröter

Kiel, 2010

Titelbild: Die Ackerflächen des Hof Ritzerau (Foto: L. Schröter)

Herausgegeben im Auftrag der
Faunistisch-Ökologischen Arbeitsgemeinschaft
von P. Borkenhagen, U. Irmeler, H. Roweck
Ökologie-Zentrum, Universität
Olshausenstrasse 40
D-24098 Kiel

Zu beziehen durch:
Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft
Ökologie-Zentrum, Universität
Olshausenstrasse 40
D-24098 Kiel

DruckZentrum Neumünster, 2010

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

ISSN 0430-1285

Gedruckt auf chlorfrei gebleichtem Papier

Inhalt

Lauf- und Kurzflügelkäfer (Coleoptera: Carabidae, Staphylinidae) auf Ackerflächen während der Umstellung vom konventionellen zum ökologischen Anbau

Von Lars Schröter

Summary	5
Zusammenfassung	6
1 Einleitung	7
2 Untersuchungsgebiet.....	9
2.1 Lage, Entstehungsgeschichte und Anbau	9
2.2 Klima	12
2.2.1 Niederschlag	12
2.2.2 Lufttemperatur	13
3 Material und Methode	13
3.1 Taxonomische Gruppen	13
3.2 Erfassungsmethoden	14
3.3 Fallenstandorte	14
3.4 Untersuchungszeitraum und Wechselintervalle	15
3.5 Abiotische Parameter	15
3.6 Biotische Parameter	17
3.7 Auswertungsmethoden	17
3.8 Determination	19
4 Ergebnisse	19
4.1 Abiotische Parameter	19
4.1.1 Humusgehalt	19
4.1.2 Sandgehalt	21
4.1.3 pH-Werte	22
4.2 Vegetation der Äcker	23
4.2.1 Halmdichte	23

4.2.2 Wildkräuter	24
4.3 Arteninventar und Artenzahl der Lauf- und Kurzflügelkäfer	26
4.3.1 Arteninventar	26
4.3.2 Artenzahlen	26
4.3.3 Individuenzahlen	41
4.4 Einfluss von Umweltfaktoren	42
4.4.1 Wirksame biotische und abiotischen Parameter	42
4.3.2 Auswirkung der Umwelteinflüsse	44
4.5 Einfluss des Entfernungsgradienten	45
4.5.1 Auswirkung der Randentfernung auf die Laufkäfer	45
4.5.2 Auswirkung der Randentfernung auf die Kurzflügelkäfer	47
4.6 Einfluss der Bewirtschaftungsform	48
4.7 Die Käfergemeinschaften	49
4.7.1 Laufkäfer-Gemeinschaften und Indikatorarten	49
4.7.2 Kurzflügelkäfer-Gemeinschaften und Indikatorarten	67
4.8 Beziehung der Arten zu Standortfaktoren	82
4.9 Zonierung von Käferarten auf der Ackerfläche	91
4.10 Aktivitätsdichte unter ökologischem und konventionellem Anbau ..	94
4.10.1 Laufkäfer des ökologischen Anbaus	94
4.10.2 Laufkäfer des konventionellen Anbaus	99
4.10.3 Kurzflügelkäfer des ökologischen Anbaus	103
4.10.4 Kurzflügelkäfer des konventionellen Anbaus	108
5 Diskussion	114
5.1 Die Artenzahlen der Lauf- und Kurzflügelkäfer	114
5.2 Artengemeinschaften und Indikatorarten	116
5.3 Feldfrüchte	129
5.4 Edaphische Faktoren	131
5.5 Die Entfernung zum Feldrand	132
5.6 Die Auswirkung der Betriebsweise	133
6 Danksagung	135
7 Literatur	136

Lauf- und Kurzflügelkäfer (Coleoptera: Carabidae, Staphylinidae) auf Ackerflächen während der Umstellung vom konventionellen zum ökologischen Anbau

Von Lars Schröter

Summary

Ground and rove beetles (Coleoptera: Carabidae, Staphylinidae) on arable fields during the conversion from conventional to organic farming

The 180 ha arable fields of Hof Ritzerau were successively converted from conventional to organic farming starting in autumn 2002. The ground and rove beetles were recorded between May 2001 and April 2004 using pitfall traps over the whole year. Trap numbers per year differed between 163 and 167 traps. The aim was to investigate the spatial and temporal change of the beetle fauna in interrelation to the changing management, the soil conditions and the crops. Near-natural habitats were scarcely found on the nine investigated fields. In particular, in the northern farmland near-natural habitats were rare, whereas in the southern area a path margined by hedgerows and grassy banks and a partly piped ditch separated the fields. The conventional crop rotation was winter-wheat, winter-barley and winter-rape, while organic farming added winter-wheat, summer-oats, peas and a gras/clover-mixture. The soil type was sandy loam.

123 carabid species and 259 staphylinid species have been recorded. Most species were found in the small and isolated semi-natural habitats. The hedgerows and remains of forests, embedded in the fields, account for most endangered species regardless of the long term conventional husbandry on the surrounding fields. Overall, only 12 carabid species and 14 staphylinid species preferred the farmland instead of semi-natural habitats.

Most carabid species have been recorded in the year with highest rainfall, while the lowest species richness of staphylinids occurred in 2003 with lowest rainfall. Species richness and diversity of ground beetles were negatively correlated to the field margin. With increasing distance to the field margin species richness and diversity decreased reaching a minimum at 60 m to 240 m from the field margin. This effect was distinctly obvious in years with low or medium precipitation. Rove beetles were more homogeneously distributed on the arable fields than ground beetles. In each year, species richness of rove beetles was lower on arable fields than in semi-natural habitats. In contrast to carabids, staphylinid diversity was not affected by the distance from the field margin. The spatial distribution of rove beetles that are good flight dispersers showed a relationship to crop or management because they selected fields with their preferred specific crop or management.

The conversion to organic farming immediately influenced the distribution of rove beetles. Ground beetles dispersing by walking are more affected by soil conditions and likely by microclimate conditions than rove beetles. During wet years, e.g. 2002, *Pterostichus melanarius* was the most abundant ground beetle species. In years with low precipitation it occurred mainly in the northern part of the farmland where more moist conditions were developed than in the southern part. Good dispersing species mainly living in nearby fallows were more frequently found in rainy periods in arable fields. Flight dispersing species, e.g. *Trechus quadristriatus*, *Bembidion tetracolum* (Carab.) and many staphylinid species inhabit their preferred habitats on the arable fields rapidly. This was also observed in *Amara similata* (Carab.), *Philonthus cognatus* and *P. carbonarius* (Staph.) that preferred rape-fields.

With the beginning of 2002 typical species of arable fields and grassland invaded the agricultural area of Hof Ritzerau or developed high abundances, e.g. *Agonum muelleri*, *Anchomenus dorsalis* (Carab.) or *Anotylus rugosus* (Staph.). It is not clear if this invasion was a consequence of the high precipitation, the abandonment of insecticides or an overall effect of the conversion to organic farming. Organic farming supported only a few species, e.g. the highly endangered *Calosoma auropunctatum* (Carab.). An increase in species richness or diversity could not be verified by organic farming.

Zusammenfassung

Die 180 ha große Anbaufläche von Hof Ritzerau wurde ab dem Herbst 2002 schrittweise vom konventionellen zum ökologischen Anbau umgestellt. Von Mai 2001 bis Ende April 2004 wurde mit 163 bis 167 Bodenfallen die Carabiden- und Staphyliniden-Fauna ganzjährig erfasst. Dabei sollte die räumliche und zeitliche Veränderung in Abhängigkeit von der Bewirtschaftungsweise, den Bodenverhältnissen und den Anbaufrüchten untersucht werden.

Der Anteil an naturnahen Habitaten an der Hoffläche war sehr gering. Im Süden lagen mehrere Sölle innerhalb der Äcker, außerdem durchquerten ein Feldweg mit Knicks und ein teilweise verrohrter Bachlauf die Schläge. Der Norden war deutlich strukturärmer. Bis zur Umstellung prägten die Winterfrüchten Weizen, Gerste und Raps den Betrieb, ökologisch wurden Winterweizen, Sommerhafer, Futtererbsen und Klee gras angebaut. Die vorherrschende Bodenart war sandiger Lehm.

Insgesamt wurden 123 Laufkäfer- und 259 Staphyliniden-Arten nachgewiesen. In den Knicks und Söllen konnten einige in Schleswig-Holstein stark gefährdete Arten nachgewiesen werden. Nur zwölf Laufkäfer- und 14 Kurzflügelkäfer-Arten zogen die Ackerfläche den naturnahen Flächen vor.

Die meisten Laufkäfer-Arten wurden im überdurchschnittlich regenreichen Jahr 2002 erfasst, während die wenigsten Staphyliniden-Arten im sehr trockenen Jahr 2003 auftraten. Die Artenzahlen und -vielfalt der Laufkäfer wurden maßgeblich durch den Randabstand bestimmt. Mit zunehmender Entfernung zum Feldrand sanken Artenzahl und -vielfalt der Laufkäfer logarithmisch ab und erreichten bei einem Abstand von 60 m bis 240 m den niedrigsten Wert. Die Staphyliniden waren homogener über die Ackerfläche verteilt als die Carabien. Auf dem Acker wurden in jedem Jahr weniger Arten festgestellt als in den naturnahen Flächen. Im Unterschied zu den Laufkäfern blieben die Diversität und die Individuenmengen von der Entfernung zum Ackerrand unbeeinflusst. Die zumeist gut fliegenden Kurzflügelkäfer orientierten sich bei der Besiedelung der Felder an den Feldfrüchten und der Bewirtschaftungsform.

Für die Kurzflügelkäfer war mit Beginn der Umstellung die Anbauweise der bedeutendste Faktor, während die Laufkäfer vor allem durch die Bodeneigenschaften und wahrscheinlich durch das Mikroklima beeinflusst wurden. Der Einfluss des Klimas wurde am Beispiel der Laufkäfer-Gemeinschaften auf dem Acker deutlich. *Pterostichus melanarius* dominierte im nassen Jahr 2002 auf der gesamten Hofffläche, im trockenen Jahr 2003 nur in der feuchten Nordhälfte der Hofffläche. Auch andere ausbreitungsfreudige Käfer, zumeist aus dem benachbarten Grünland, nutzten regenreiche Jahre zur Besiedelung der Ackerfläche aus. Flugfähige Arten wie die Laufkäfer *Trechus quadristriatus*, *Bembidion tetracolum* und viele der Staphyliniden suchen offenbar aktiv Flächen mit den von ihnen präferierten Umweltbedingungen auf. So waren *Amara similata* (Carab.) sowie *Philonthus cognatus* und *P. carbonarius* (Staph.) typisch für Rapsfelder.

Ob es sich bei der höheren Aktivitätsdichte einiger Arten um eine Folge der starken Niederschläge, dem Verzicht auf Insektizide auch auf den konventionellen Feldern oder um eine Folge der Umstellung handelte, blieb bei Arten wie *Agonum muelleri*, *Anchomenus dorsalis* (Carab.) oder *Anotylus rugosus* (Staph.) unklar. Der ökologische Anbau führte nur für wenige Arten, wie z.B. den stark gefährdeten *Calosoma auropunctatum* (Carab.), zu einer Zunahme in der Aktivitätsdichte. Eine höhere Artenzahl oder ein Ansteigen der Artenvielfalt als Folge der ökologischen Bewirtschaftung war nicht nachzuweisen.

1 Einleitung

Die mitteleuropäische Kulturlandschaft ist mit ihrer Artenvielfalt ein Produkt der menschlichen Bewirtschaftung, die über hunderte Jahre durch Rodung die prägenden Naturwälder in eine reicher strukturierte Landschaft umwandelte. Mit der Industrialisierung veränderte sich die Landwirtschaft und die Landschaft erneut. Zu Gunsten einer rationellen Produktion wurden Felder begradigt und vergrößert, naturnahe Strukturen gerodet, die Fruchtfolge reduziert. Kaum nutzbare Feuchtwiesen wurden entwässert und in Dauernutzung überführt. Künstliche Düngemittel ersetzten den Mist der hofeigenen Tierhaltung, was die Spezialisierung auf Getreideanbau und die Nutzung magerer Grenzertragsstandorten ermöglichte. Die Züchtung ertragsgesteigerter Getreidesorten mit zunehmender Empfindlichkeit gegenüber Schädlingen und Pflanzenkrankheiten erforderte die Entwicklung immer neuer Pestizide, die vor allem in den 60er und 70er Jahren in vielen Kombinationen eingesetzt wurden (BASEDOW 1987).

Bodenverdichtung und -erosion, Gewässerverschmutzung und massiver Artenrückgang der heimischen Flora und Fauna sorgten in den letzten Jahren für eine zunehmend kritische Haltung vieler Menschen. Auch die Politik ist auf den Artenrückgang durch die Monotonisierung der Landschaft aufmerksam geworden. 1992 unterzeichneten 168 Staaten die „Convention for Biodiversity“ in Rio de Janeiro. Die Länder verpflichten sich zu „...der Erhaltung der biologischen Vielfalt, die nachhaltige Nutzung ihrer Bestandteile und die ausgewogene und gerechte Aufteilung der sich aus der Nutzung der genetischen Ressourcen ergebenden Vorteile, insbesondere durch angemessenen Zugang zu genetischen Ressourcen und angemessene Weitergabe der einschlägigen Technologien unter Berücksichtigung aller Rechte an diesen Ressourcen und Technologien sowie durch angemessene Finanzierung.“ (FREIBERG 2007). Im Jahr 2001 beschloss die EU in Göteborg, dem Verlust der biologischen Vielfalt bis 2010 Einhalt zu gebieten, was 2002 beim Weltgipfel für Nachhaltige Entwicklung (WSSD) in Johannesburg als Zielvorgabe übernommen wurde. Das Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) verfasste als Umsetzung dieser allgemeinen Zielvorgaben

ein Strategiepapier (MARTIN 2007), das im Leitbild „Erhaltung und innovative, nachhaltige Nutzung der Agrobiodiversität“ formuliert: „Dabei wird von dem Grundsatz ausgegangen, dass die beste Voraussetzung für die Erhaltung der Agrobiodiversität die nachhaltige Nutzung möglichst vieler Bestandteile und ökologischer Funktionen ist.“ Der Begriff „Nachhaltige Nutzung“ steht für viele Konsumenten und Politiker gleichbedeutend für „alternative“ Landwirtschaft, zu der Anbauverbände wie demeter, Bioland und andere zählen, die sich gemäß ihrer Richtlinien zur ökologisch-nachhaltigen Betriebsweise verpflichten.

Mit der zunehmenden Monotonisierung der Landschaft rückte die damit verbundene Auswirkung auf die Ackerfauna und -flora in das Interesse der Forschung. Die Laufkäfer (Carabidae) als wichtiger Bestandteil des Epigaeon (z.B. HEYDEMANN & MEYER 1983, BÜCHS 2003) werden vielfach als Indikatoren zur Bewertung der Qualität von Feldern oder Landschaftsräumen genutzt (z.B. BÜCHS et al. 2003, DÖRING et al. 2003). Die einfache Bestimmbarkeit der Arten, ihre Beständigkeit im Untersuchungsraum aufgrund ihres zumeist geringen Dispersionspotentials sowie der gute Kenntnisstand ihrer Ökologie ermöglicht eine Zuordnung zu Landschaftsräumen oder Nutzungssystemen. Für Schleswig-Holstein liegt eine umfangreiche Datensammlung durch IRMLER & GÜRLICH (2004) vor. Noch artenreicher sind die flugfreudigen Kurzflügelkäfer (Staphylinidae), die ebenfalls zahlreich auf Ackerflächen auftreten. Wegen der geringen Größe vieler Arten und der damit verbundenen Schwierigkeiten bei der Bestimmung ist diese Käferfamilie bislang kaum untersucht (z.B. ANDERSEN & ELTUN 2000, TAMUTIS et al. 2004). Bei vielen Kurzflügelkäfer-Arten ist die Lebensweise, Ernährung und Fortpflanzung wenig bekannt und daher eine Nutzung als Indikatoren zur Bemessung von Habitaten erschwert.

Die Laufkäfer ernähren sich in der Mehrzahl räuberisch und üben eine wichtige Nützlichkeitsfunktion aus (z.B. BASEDOW 1973, SYMONDSON 2002). Phytophage Arten der Gattungen *Amara* und *Harpalus* können einen Beitrag zur Wildkrautunterdrückung ausüben (KROMP 1999). Artenreichtum und Menge der Carabiden hängen wesentlich von der Vielgestaltigkeit der Landschaft um die Ackerflächen herum ab. Dabei sind Brachen, Wiesen und Weiden Quellbiotope, Wälder hingegen nicht (AVIRON et al. 2005). Hecken, natürliche oder angelegte Grasstreifen entlang von Bächen, Feldwegen oder zwischen den Feldern bieten Möglichkeit zum Überwintern und zur Vermehrung (z.B. PFIFFNER & LUKA 2000). Der Einfluss der Anbaufrüchte (HEYDEMANN 1955, HONĚK 1988), die sich durch Bearbeitungszeitpunkte und -verfahren, den Grad der Bodenbedeckung und durch das Mikroklima unterscheiden, sowie der Bodenarten auf das Arteninventar haben sich mit der Intensivierung in den letzten Jahrzehnten vermindert (SCHRÖTER & IRMLER 1999, IRMLER 2003). Auch der Abstand zum Feldrand hat einen messbaren Einfluss auf Artenzahl und -vielfalt der Laufkäfer der Felder (z.B. SCHRÖTER & IRMLER 1999).

In den letzten Jahren hatten einige Untersuchungen die Auswirkungen der ökologischen Landwirtschaft im Fokus (Laufkäfer z.B. HOKKANEN & HOLOPAINEN 1986, PFIFFNER & NIGGLI 1996, PFIFFNER & LUKA 2000, MELNYCHUK et al. 2003, FEEHAN et al. 2005, PURTAUF et al. 2005, Kurzflügelkäfer z.B. BASEDOW et al. 1991, LÜBKE-AL HUSSEIN & AL HUSSEIN 2000). Viele dieser Arbeiten verglichen die Fänge aus konventionellen und ökologischen Feldern und erstreckten sich über den Zeitraum vom Frühjahr bis in den Spätsommer. Auch fanden etliche Untersuchungen auf kleinen, eigens angelegten Versuchspartellen statt. Es gibt dagegen kaum Untersuchungen, die flächenhafte Heterogenität und lange Zeiträume berücksichtigen oder sich mit dem Effekt des ökologischen Landbaus auf Artenzahlen oder -vielfalt beschäftigen (z.B. BASEDOW et al. 1991, KREUTER 2000), obwohl nach SANDERSON (1994) die Zusammensetzung der Invertebraten-Fauna

zu etwa 50 % durch jährlich unterschiedliche Witterung und nur zu etwa 18 % durch die Betriebsform bestimmt werden.

Im Rahmen des Projekts Hof Ritzerau wurden die Folgen der Umstellung zum ökologischen Anbau auf die Lauf- und Kurzflügelkäfer-Fauna auf einer 180 ha großen, jahrzehntelang intensiv bewirtschafteten Getreidefläche untersucht. Dabei standen für die dreijährige Anfangsphase folgende Fragestellungen im Mittelpunkt: 1) Wie viele Arten befanden sich im Untersuchungsraum und wie setzten sich die Artengemeinschaften der Nutzfläche und der wenigen naturnahen Habitate zusammen? 2) Wie waren die Arten auf der Hoffläche verbreitet und welche Faktoren steuerten die flächenhafte Verteilung der Käfer? 3) Welche Auswirkungen haben die Umstellung auf ökologischen Anbau, die bodenkundliche Heterogenität und der Wechsel der Anbaufrüchte auf die Lauf- und Kurzflügelkäfer in den ersten Jahren?

2 Untersuchungsgebiet

2.1 Lage, Entstehungsgeschichte und Anbau

Das Landwirtschaftsgut Hof Ritzerau liegt im Kreis Herzogtum Lauenburg in Schleswig-Holstein. Der Betrieb umfasste ca. 240 ha, davon waren 180 ha Ackerland und 40 ha Grünland (Abb. 1). Begrenzt werden die Hofflächen durch die sich im Norden und Nordwesten anschließenden Wälder des Stadforstes Lübeck. Im östlichen Verlauf grenzen die Niederungen des Duvenseebaches an die Felder des Hofes, während im Südwesten der teilweise verrohrte Peperlandgraben einen Abschnitt der Grenze bildet. Im Westen schließen sich eine Dauerbrache und eine weitere, nicht zum Untersuchungsbetrieb gehörende, Ackerfläche an. Im Süden liegt der Hofsee mit seinen Verlandungszonen sowie als Weide genutztes Grünland.

Die Ackerflächen waren in neun Schläge unterteilt, deren Grenzziehung von Jahr zu Jahr variabel gehandhabt wurde. Innerhalb der Betriebsfläche lagen neun Sölle, ein teilweise beidseitig von Gehölzen begleiteter Feldweg, der in Ost-West-Richtung verlief und ein weiterer Feldweg ohne jede natürliche Begleitstruktur (Abb. 1).

Hof Ritzerau liegt am südlichen Rand des Naturraumes „Ostholsteinisches Hügelland“ auf Höhenlagen von 35 bis 47 Metern über NN. Im Unterschied zu den weiter nordöstlich liegenden Platten mit ihren Seen und Kuppen ist die Landschaft um Hof Ritzerau herum mit einem schwach ausgeprägten Relief versehen. Ursache für diesen Reliefausgleich sind Soliflukationsvorgänge im Spätglazial, die für eine Nivellierung der ursprünglich kuppigen Moränen sorgten (JANETZKO & SCHMIDT 1996).

Das Relief der Flächen von Hof Ritzerau ist dennoch von einigen Unterschieden geprägt. Der Hofsee sowie die Sölle sind durch große und kleine Toteisblöcke entstanden (RICHTER 2004). Die Duvenseebach-Niederung zeigt die typische glaziomorphologische Ausbildung eines eisrandparallelen Tunneltales. Die Ackerflächen sind nach RICHTER (2004) unterteilbar in fünf unterschiedliche geomorphe Einheiten: Der mit 86 ha größte Teil im Norden und Osten ist der Grundmoränenplatte zuzuordnen. Die beiden Schläge südlich des Ost-West-Feldweges gehören zu einem Endmoränenzug. Die etwa in der Mitte bzw. im Westen gelegenen Felder mit ca. 40 ha Ausdehnung sind Teil eines Grundmoränen-Flachhanges mit fast ebenem Tiefenbereich. In diesem kommt es bei hohen Grundwasserständen immer wieder zu Überstauungen. Auf gesamter Länge befindet sich im Osten und Süden der Endmoränen-Steilhang. Im Osten haben die Hänge zum Duvenseebach Neigungen von 7 - 15 Grad, im Süden von 10 - 15 Grad.

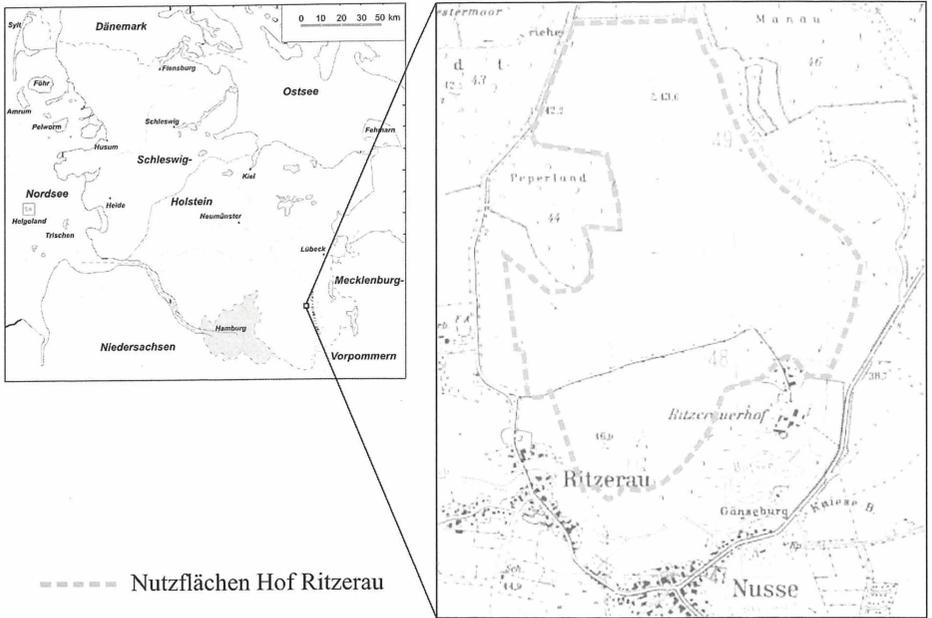


Abb. 1: Das Untersuchungsgebiet Hof Ritzerau und seine Lage in Schleswig-Holstein, Topographische Karte 1:25.000; vervielfältigt mit Genehmigung des Landesvermessungsamtes Schleswig-Holstein vom 27.01.2010; Geschäftszeichen: 1-562.6 S 62/10.

Als Bodentypen der Ackerfläche treten Braunerden und Para-Braunerden auf. Die vorherrschenden Bodenarten der Ackerflächen sind Sand über Lehm und Sand (REIB et al. 2008). Kleinere sandige Areale sind als glaziale Schwemmsande im Bereich des Schlanges Abenrade zu finden, Torfe hingegen am nördlichen Rand vom Koppelbusch. Die durchschnittlichen Bodenzahlen der Reichsbodenschätzung betragen 40 bis 55 Punkte (JASCHKE 1989). Entlang der Niederung des Duvenseebaches befinden sich an den Hangfüßen Kolluvisole bis zu 2 m Mächtigkeit, in der Niederungen 2 - 3 m mächtige Torfe (REIB et al. 2008, USINGER & RÜCKER 2008).

Ökologischer Landbau wurde 2004 in Schleswig-Holstein auf 454 Betrieben mit zusammen 29.917 ha bewirtschaftet. Das entspricht 2,9 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche (SEYFERT 2005). 64 Betriebe bewirtschafteten wie Hof Ritzerau Flächen mit mehr als 100 ha.

Bereits in den Varendorf'schen Karten von 1789 - 1796 fallen die vergleichsweise großen und von nur wenigen Knicks unterteilten Schläge von Hof Ritzerau auf. Eine Ausnahme war das westlich vom teilweise verrohrten Peperlandgraben gelegene Feld Koppelbusch, das bis 1924 Feuchtgrünland war. Erst nach 1978 wurde das Gelände vollständig durch Entwässerung mit Drainagen und dem Umbau des Baches trocken gelegt und zur Ackerfläche umgewandelt.

Die 180 ha große Hoffläche teilte sich im ersten Jahr in neun Schläge auf. Da die Grenzziehung zwischen den Feldern jedes Jahr flexibel gehandhabt wurde, veränderte sich die Größe der jeweiligen Schläge und die Anzahl der verwendeten Bodenfallen pro Feld. Die Schläge Dachsberg und Abenrade wurde im Jahr 2002 geteilt und je zur Hälfte ökologisch oder konventionell bewirtschaftet. Während der Dachsberg auch 2003 weiter

so bewirtschaftet wurde, wurde die konventionelle Hälfte von Abenrade 2003 ebenfalls umgestellt. Außerdem wurden 2002 und 2003 aus den Feldern Stutenkoppel und Peperland durch Unterteilungen drei Teilflächen gebildet. Die Größen der neun Schläge des ersten Untersuchungsjahres, der angrenzenden oder eingelagerten Knicks, Sölle oder Stilllegungen sind in Tabelle 1 aufgeführt.

Tab. 1: Die Felder von Hof Ritzerau, die Schlaggröße (Stand 2001) und der Anteil der naturnahen Flächen.

Schlagname	Acker (ha)	Gehölze (ha)	Brache (ha)	Stilllegung (ha)	Sölle mit/ohne Teich
Fuchsberg	20.4	1.08	-	-	1/-
Dachsberg	25.5	0.17	0.48	1.66 (2001)	2/-
Abenrade	14.9	0.20	0.55	-	1/-
Peperland	14.6	0.15	-	-	-
Stutenkoppel	25.6	0.52	1.46	0.43 (2001)	2/-
Hellberg	16.8	0.26	0.35	0.85 (2001)	1/1
Koppelbusch	10.0	0.57	0.24	0.52 (2001) 2.00 (2003)	-/-
Seekamp	23.4	1.57	-	-	2/1
Mühlenschlag	18.0	0.29	0.30	-	-/-

Die Fruchtfolge umfasste ursprünglich Winterweizen, Wintergerste und Winterraps, nur auf dem Schlag Hellberg wurde 2001 im sechsten Jahr in Folge Winterweizen angebaut. Ab 2002 ergänzten die ökologischen Feldfrüchte Hafer, Futtererbsen, Weizen und Klee gras die Fruchtfolge. Die Fruchtfolge der neun Teilschläge von Mai 2001 bis April 2004 ist in Tabelle 2 beschrieben. Weitere Daten finden sich bei HOERNES & NEUMANN (2008).

Tab. 2: Fruchtfolge der Jahre 2001 bis 2003 auf Hof Ritzerau. Nur Erbsen und Hafer wurden als Sommerfrucht angebaut.

Schlag	2001		2002		2003	
	Konv	Konv.	Ökol.	Konv.	Ökol.	
Dachsberg	Raps	Weizen	Weizen	Gerste	Klee gras	
Hellberg	Weizen	Weizen		Raps		
Seekamp	Gerste	Raps		Weizen		
Mühlenschlag	Gerste	Raps			Hafer	
Koppelbusch	Weizen	Raps		Weizen		
Stutenkoppel	Weizen	Gerste		Raps		
				Gerste		
Peperland	Raps	Weizen		Weizen		
Abenrade	Raps	Weizen	Hafer		Erbsen	
Fuchsberg	Weizen		Erbsen		Weizen	

2.2 Klima

2.2.1 Niederschläge

Im Vergleich zum übrigen Schleswig-Holstein liegt das Herzogtum Lauenburg im Einflussbereich eines mehr kontinentalen Klimas (JASCHKE 1989; SCHMIDTKE 1995). Für den Zeitraum 1951-1990 lagen die höchsten sommerlichen und die niedrigsten winterlichen Durchschnittstemperaturen in Schleswig-Holstein bei 16,8 - 17 °C (Juli) bzw. 0,0 - 0,2 °C (Januar). Der mittlere Jahresniederschlag lag bei 680 - 700 mm (JASCHKE 1989).

Für Hof Ritzerau konnten die Klimadaten der zwei Kilometer entfernten Wetterstation Nusse des Deutschen Wetterdienstes (DWD) verwendet werden. Im ersten Untersuchungsjahr 2001 entsprachen nur Winter und Frühjahr dem dreißigjährigen Mittel. Von Juni bis September war es deutlich regenreicher (Abb. 2). Im dreißigjährigen Mittel betrug die jährliche Niederschlagssumme 691,9 mm, 2001 wurde diese Menge um 202,0 mm übertroffen, das entsprach einer Steigerung des Niederschlages von 29,2 %.

Im Jahr 2002 regnete es schon im Februar stark, es fiel mit 152,0 mm etwa die vierfache Menge des normalen Niederschlages und auch in den Monaten Juli, August, Oktober und November regnete es übermäßig. Nur im März, September und Dezember fiel weniger Niederschlag als normal. Die Wetterstation Nusse ermittelte für 2002 eine Regenmenge von 996,7 mm, das dreißigjährige Mittel wurde um 44,1 % übertroffen. 2002 war seit Beginn der Messungen in Nusse das feuchteste Jahr (Abb. 3).

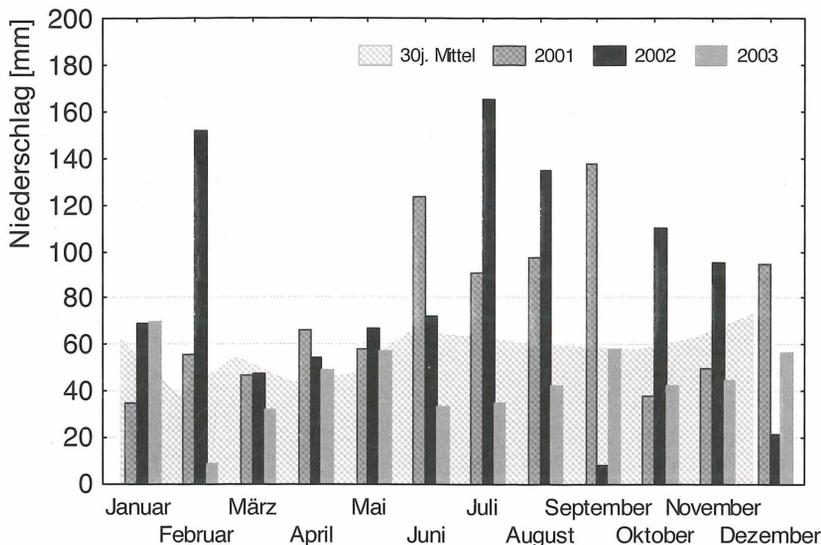


Abb. 2: Monatliche Niederschläge 2001 - 2003 und das Dreißigjährige Mittel. Daten des DWD, Wetterstation Nusse (Hzgt. Lauenburg).

Das Jahr 2003 war anders als die beiden Vorjahre außergewöhnlich regenarm. Mit nur 8,8 mm Niederschlag war der Februar am trockensten (Abb. 2). Der Jahresniederschlag lag mit 529,6 mm um 23,5 % niedriger als im statistischen Durchschnitt. Die Aufzeichnungen der Wetterstation Nusse über die Jahresniederschläge der letzten dreißig Jahre deuten eine Zunahme der jährlichen Niederschlagsmenge an (Abb. 3).

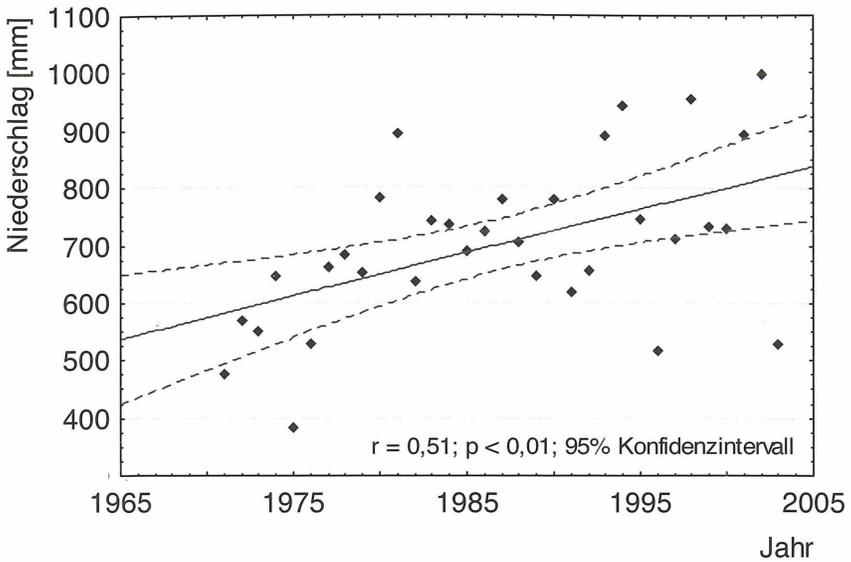


Abb. 3: Trend der Jahresniederschläge von 1971 bis 2003. Daten des DWD, Wetterstation Nusse (Hzgt. Lauenburg).

2.2.2 Lufttemperatur

Die Werte der monatlichen Lufttemperatur wurden von der elf Kilometer entfernten Wetterstation Grambek geliefert. Zur Berechnung des langjährigen Mittels wurden die Aufzeichnungen von 1960 bis einschließlich 2000 ohne den Zeitraum von 1974 bis 1985 verwendet, aus dem keine Daten vorlagen.

Im Hochsommer wurden im Juli und August 2001 höhere Temperaturen gemessen als im langjährigen Mittel, aber nach einem durchschnittlichen September war der Oktober wiederum mit $12,8\text{ °C}$ wärmer. Das Jahr 2002 war von Januar bis September durchgehend wärmer als das langjährige Mittel. Insbesondere in den Wintermonaten Januar und Februar lag die Temperatur mit $3,0\text{ °C}$ und $5,4\text{ °C}$ deutlich höher als im langjährigen Mittel mit $0,1\text{ °C}$ und $1,0\text{ °C}$. Der Winter 2002/2003 war dagegen kalt. Sowohl im Dezember 2002 als auch im Februar 2003 gab es lange Frostperioden. Die Lufttemperatur lag unter dem Gefrierpunkt und auch unter dem statistischen Mittelwert. Frühjahr und Hochsommer 2003 waren wärmer als der errechnete Durchschnitt. Insgesamt stieg die maximale und minimale Lufttemperatur im Kreis Herzogtum Lauenburg seit 1960 an (Abb. 4).

3 Material und Methodik

3.1 Taxonomische Gruppen

Im Rahmen des Projekts wurden die Laufkäfer (Carabidae) und Kurzflügelkäfer (Staphylinidae) untersucht. Lauf- und Kurzflügelkäfer wurden in vielen Untersuchungen zu den Auswirkungen der Landwirtschaft in Europa als Indikatoren benutzt. Käfer insgesamt zeigen nach DUELLI & OBRIST (1998) gute Übereinstimmung mit der Gesamt-Artenzahl von Insekten. Am Ökologie-Zentrum sind die Carabiden seit den 50er Jahren ein Forschungsschwerpunkt. So kann auf eine umfangreiche Datenbank aus 228 Stand-

orten in Schleswig-Holstein zum Vergleich zurückgegriffen werden (IRMLER & GÜRLICH 2004).

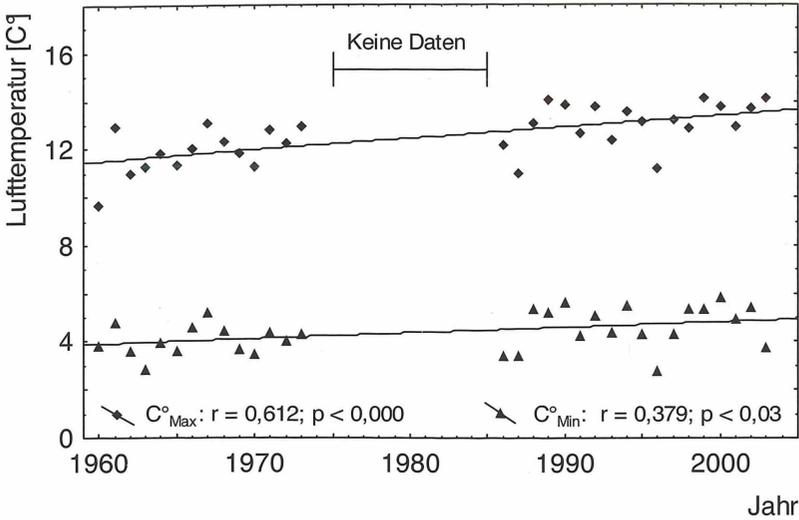


Abb. 4: Minimale und maximale Lufttemperaturen von 1960 bis 2003 exklusive der Jahre 1974 bis 1985. Daten des DWD, Wetterstation Grambek (Hzgt. Lauenburg).

Die Staphyliniden sind weniger gut untersucht. Für größere Arten, z.B. aus den Gattungen *Lathrobium*, *Philonthus*, *Tachyporus* oder aus dem Subtribus Staphylinina kann eine räuberische Lebensweise angenommen werden. Anders als die Laufkäfer sind die meisten Kurzflügelkäfer-Arten flugaktiv und daher fähig, schnell auf Veränderungen von Habitaten zu reagieren.

3.2 Erfassungsmethoden

Die Fauna der Lauf- und Kurzflügelkäfer wurde ausschließlich mit Bodenfallen erfasst. Verwendet wurden handelsübliche Glasgefäße mit einer Öffnungsweite von 5,6 cm und einer Höhe von 13 cm. Als Fangflüssigkeit wurde Ethandiol (Mono-Ethylen-Glykol) benutzt. Die Gläser wurden etwa zu einem Viertel mit unverdünnter Fangflüssigkeit befüllt. Die Fanggläser wurden oberflächenbündig eingegraben, Trichter oder ähnliche Hilfsmittel wurden nicht benutzt. Gegen Regen waren die Fallen mit einer 20 x 20 cm großen durchsichtigen Plexiglasabdeckung geschützt.

Mit einem DGPS-Gerät (Differential Global Positioning System) des Herstellers Husky Technologies Ltd., England, Modell husky fex21, wurden die Koordinaten aller Fallenstandorte bestimmt und aufgezeichnet, so dass die Fallen nach dem notwendigen Entfernen zur Feldbearbeitung mit maximaler Abweichung von vier Metern wieder eingesetzt werden konnten.

3.3 Fallenstandorte

Die Bodenfallen waren auf der Ackerfläche in einer Matrix verteilt. Zusätzlich waren in den Knicks, am Peperlandgraben, den Söllen, dem Grünland der Duvenseebach-Niederung und in den Bracheflächen weitere Bodenfallen eingegraben (Abb. 5).

Im ersten Untersuchungsjahr wurden 163 Bodenfallen eingesetzt (Tab. 3): Auf den Feldern 133 und in den naturnahen Flächen (nnF), wie Brachen, Gehölzen und Stilllegungen, 30 Fallen. 2002 wurden acht Standorte nach einjähriger Brache wieder als Ackerfläche genutzt. Von diesen wurden zwei Fallenstandorte aufgegeben, die sechs anderen gehörten nun zu den Ackerstandorten. Als Ersatz wurden sechs Standorte neu eingeführt, vier in Knicks und zwei in Söllen. Die Fallenzahl stieg auf 167 Bodenfallen. 2003 gab es keine grundsätzlichen Veränderungen am Versuchsaufbau, lediglich auf einem Versuchstreifen mit einer Bodenfalle, der im Vorjahr als Kleebrache genutzt worden war, wurde Hafer angebaut.

Um einen möglichst vollständigen Überblick über das Spektrum der Lauf- und Kurzflügelkäfer-Arten von Hof Ritzerau zu bekommen, wurden die Bodenfallen auch im Winterhalbjahr eingesetzt.

Tab. 3: Standorte und Anzahl der Bodenfallen auf Hof Ritzerau, dargestellt nach Jahr, Anbaufrucht und Bewirtschaftungssystem. nnF: naturnahe Flächen.

System	Frucht	2001		2002		2003	
		Acker	nnF	Acker	nnF	Acker	nnF
nnF	Brache		23		14		15
	Gehölz		7		13		13
konv. Anbau	Gerste	29		12		13	
	Raps	47		39		26	
	Weizen	57		50		45	
ökol. Anbau	Erbsen			15		12	
	Hafer			6		11	
	Klee			1		17	
	Weizen			17		15	
	Summe	133	30	140	27	139	28
	Gesamt		163		167		167

3.4 Untersuchungszeitraum und Wechselintervalle

Die Probenahme begann am 3. Mai 2001 und endete am 20. April 2004. Die Bodenfallen waren ganzjährig im Einsatz. Die Wechselintervalle hatten einen dreiwöchigen Rhythmus, von dem wegen der landwirtschaftlichen Bearbeitung gelegentlich abgewichen werden musste.

3.5 Abiotische Parameter

Im September 2001 wurden an jedem Bodenfallenstandort etwa 100 ccm des Oberbodens zur Analyse genommen. Aus den Proben wurden Humusgehalt, Sandgehalt und pH-Wert bestimmt. Die Bestimmung des Anteils der organischen Substanz (C_{org}) wurde nach SCHLICHTING (1993) ermittelt. Pro Standort wurden zwei Bodenproben als Parallelen über 24 Stunden bei 105 °C im Trockenschrank getrocknet. Die getrockneten Proben wurden vorsichtig gemörsert, dann durch ein Sieb mit einer Maschenweite von 2 mm gefiltert. Die gewonnene Feinerde wurde zu je 5 g in Porzellantiegel eingewogen und im Glühofen bei 640 °C über 12 Stunden geglüht. Der Glühverlust wurde als Anteil der organischen Substanz bestimmt und in folgende Klassen eingeteilt (AG BODEN 1994): schwach humos: 0 - 3,9, stark humos: 4 - 8, sehr stark humos: 8,1 - 15, anmoorig: 15,1 -

30, organisch: > 30,1. Für die Bestimmung des Sandgehaltes wurden die getrockneten Proben vorsichtig gemörsert und der Anteil über 2 mm Korngröße verworfen. Von jedem Fallenstandort wurden zwei Parallelproben á 10 g eingewogen. Um die organischen Bestandteile des Bodens zu zerstören, wurden die Bodenproben mit konzentriertem Wasserstoffperoxyd (35 % H₂O₂) in 25 ml-Portionen gesiedet. Das Aufkochen mit H₂O₂ erfolgte, bis bei einer weiteren Zugabe ein Aufschäumen als chemische Reaktion auf organische Bestandteile ausblieb. Die Proben wurden mit 10 M Salzsäure (HCl) im Verhältnis 1:40 versetzt, um Aggregate aus Eisen-, Mangan- und Aluminiumoxid sowie Carbonat zu zerstören. Mit 25 ml 0,25 M Natrium-tetra-pyrophosphat wurde eine erneute Aggregation blockiert. Hierzu wurden die Proben zwei Stunden auf einer Schwenkapparat bewegt.

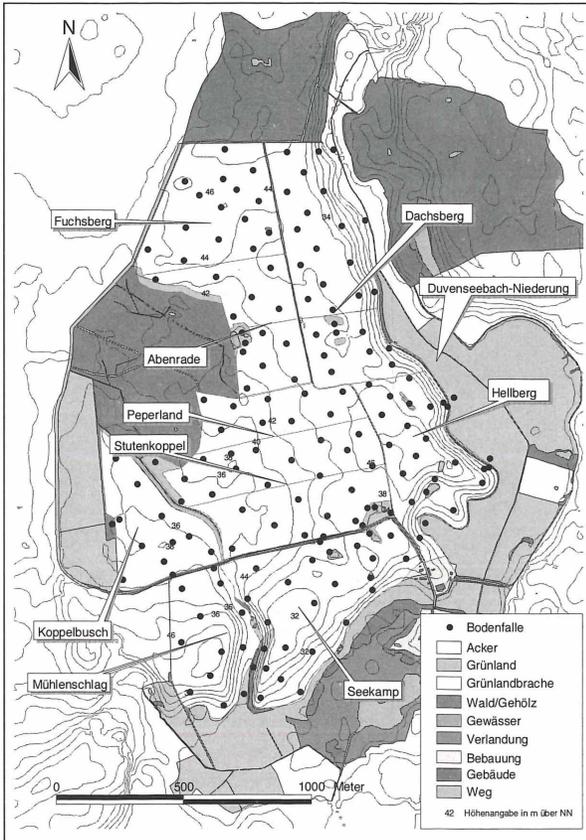


Abb. 5: Matrix der Bodenfallen auf Acker und Grünlandflächen von Hof Ritzeau.

Die Einteilung des Bodens erfolgte in die Fraktionen Ton (< 2 µm), Schluff (2 - 63 µm) und Sand (63 - 2000 µm) (BLUME 1990, SCHLICHTING 1993). Dazu wurden die Proben durch entsprechende Siebe gespült, anschließend bei 105 °C getrocknet und dann gewogen.

Die pH-Werte der frischen Bodenproben wurden in 0,3 m CaCl₂ mit einem pH-Meter, Modell pMX2000 des Herstellers WTW gemessen. Es wurden zwei Proben pro Standort analysiert und die Messwerte gemittelt. Die Einteilung der gemessenen pH-Werte lautet

nach der AG BODEN (1994) wie folgt: stark sauer: 4,0 - 5,0, mittel sauer: 5,1 - 6,0, schwach sauer: 6,1 - 6,5, sehr schwach sauer: 6,6 - 7,0, sehr schwach alkalisch: 7,1 - 7,5, schwach alkalisch: 7,6 - 8,0.

3.6 Biotische Parameter

Auf den Äckern wurden kurz vor der Ernte Ende Juni oder Anfang Juli an jeder Boden-falle die Anzahl der Halme und die Wildkräuter auf einer zufällig ausgewählten 1 m² großen Fläche 10 m neben jeder Boden-falle bestimmt. Keimlinge der Ackerwildkrautflora wurden in der Auswertung extra notiert. Die Nomenklatur richtete sich nach HOFMEISTER & GARVE (1986) und AICHELE & GOLTE-BECHTLE (1993). Die Anzahl der ausgezählten Pflanzen wurden in fünf Kategorien eingeteilt (Tab. 4). Die Kartierung diente nicht einer vollständigen Bestandsaufnahme der Ackerbegleitflora von Hof Ritzerau.

Tab. 4: Kategorien der Begleitflora differenziert nach Art- und Pflanzenzahl.

Kategorie	¹ Arten [n]/m ²	² Pflanzen [n]/m ²
A	Mindestens 5	Mindestens 25
B	4	13 - 24
C	3	7 - 12
D	2	4 - 6
E	0 - 1	0 - 3

¹ Bei Wertepaaren, die nicht zur selben Kategorie passten, wurde gemittelt und um eine Kategorie auf- oder abgestuft. Beispiel: 2 Arten → Kategorie „D“ und 26 Pflanzen → Kategorie „A“ = Kategorie „C“. Bei mehr als 50 Pflanzen wurde zwei Kategorien höher gestuft, ab 100 Pflanzen Einordnung in Kategorie „A“ unabhängig von der Artenzahl.

² Keimlinge ohne Berücksichtigung. Als Keimling wurden alle Pflänzchen eingestuft, die zum Zeitpunkt der Zählung nicht größer als etwa 5 cm waren und keine Knospen oder Knospenansätze aufwiesen. Der Ackerschachtelhalm *Equisetum arvense* als Rhizomgeophyt blieb unbewertet, da er jedes Jahr an denselben Stellen und zum Teil in hoher Anzahl auftrat.

3.7 Auswertungsmethoden

Die Aktivitätsdominanz wurde in folgende Gruppen eingeteilt (HEYDEMANN 1964): eu-dominant: 100 - 30%, dominant: 29,9 - 10%, subdominant: 9,9 - 5%, rezedent: 4,9 - 1%, subrezedent: 0,9 - 0%.

Als Diversitätsmaße wurden der Shannon-Weaver-Index und die Evenness benutzt (MÜHLENBERG 1993).

Die Dominanzidentität wurde mit dem Renkonen-Index berechnet. Dieser Index ist ein Maß für die Übereinstimmung zweier Stichproben, dem die Dominanzen der Arten zu Grunde liegen.

Mit dem Programm ArcView (ESRI Inc. 2000) wurde die Entfernung der Fallenstandorte zum nächsten Feldrand gemessen. Die Fallenstandorte wurden in Entfernungsklassen zusammengefasst (Tab. 5). Mit dem Kruskal-Wallis-Median-Test wurde geprüft, ob die Menge der Arten, die Anzahl der gefangenen Käfer oder die Artenvielfalt von der Entfernung zum nächstgelegenen Feldrand abhängig war. Die innerhalb der Felder liegenden Sölle mit ihren Lesesteinhäufen und Gebüschchen wurden als nächster Feldrand gewertet.

Tab. 5: Entfernung vom Feldrand und die Anzahl der Fallenstandorte.

Klasse [Abstand m]	< 0 m	30 m	60 m	120 m	240 m	n _{Gesamt}
Gesamt	85	74	147	99	72	497
2001	30	27	49	33	24	163
2002	28	33	49	33	24	167
2003	27	34	49	33	24	167

Bei allen Arten, die auf dem Acker häufig erfasst worden waren, wurde der Verbreitungsschwerpunkt in den gebildeten Entfernungsklassen mit dem Kruskal-Wallis-Median-Test geprüft. Arten, die ihren Verbreitungsschwerpunkt nur innerhalb der naturnahen Flächen hatten und nicht oder höchst selten im Randbereich der Felder vorkamen, wurden nicht geprüft.

Mit dem Programm TWINSPAN wurden die Indikatorarten aus den Probegruppen bestimmt (HILL 1979). Dieses Analyseverfahren ordnet zunächst durch eine Korrespondenzanalyse (CA) die Proben nach ihrer Ähnlichkeit auf einer hypothetischen Skala. Im Nullpunkt dieser Achse wird der Datensatz in eine Gruppe mit positiven und eine Gruppe mit negativen Werten geteilt. Dann werden Differentialarten bestimmt, die bei weiteren, nun folgenden dichotomen Teilungsschritten eine verbesserte Gruppierung der Daten ermöglichen. Die Differentialarten der einzelnen Aufnahmegruppen werden in weiteren Rechenschritten zu Indikatorarten gewandelt.

Mit Ordinationsverfahren wie der Korrespondenzanalyse und der Kanonischen Korrespondenzanalyse werden Arten oder auch Standorte in einem mehrdimensionalen Raum als Punktwolke abgebildet. Komplexe Strukturen einer mehrdimensionalen Datenmatrix werden durch die zweidimensionale Darstellung sichtbar gemacht (TER BRAAK 1986). Arten oder Untersuchungsstandorte, die in dem Ordinationsraster nahe beieinander liegen, sind von hoher Ähnlichkeit gekennzeichnet. Die Korrespondenzanalyse (CA) ordnet die Standorte oder Proben ausschließlich aufgrund der Unterschiede im Arteninventar. Im Gegensatz zu der CA werden bei der Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) neben den Datensätzen der Arten oder Standorte die Umweltfaktoren aufgetragen. Hierdurch wird es möglich, Beziehungen zwischen Umweltfaktoren und Arten aufzuzeigen. Im Unterschied zum TWINSPAN-Verfahren zeigen die Ordinationsverfahren den Mehrfachbezug von Arten zu unterschiedlichen Umweltbezugsgrößen auf.

Die Berechnung der CA und CCA wurden mit dem Programm „CANOCO for Windows, Version 4.0“ durchgeführt. Als abiotische Parameter wurden die Entfernung der Standorte zum Feldrand, Sand- und Humusgehalt sowie der pH-Wert aller Probennahmestellen als Zahlenwerte in das Programm CANOCO eingegeben. Binär codiert wurden die Parameter „Brache oder Feld“ und „Getreide oder Raps“ in der CCA verwendet. Für die Jahre 2002 und 2003 wurden die Bewirtschaftungsformen „konventionell oder ökologisch“ binär codiert und ebenfalls auf ihren Einfluss getestet. Ein weiterer biotischer Parameter war die Wildkrautdichte der Felder. Um mögliche „Unschärfen“ durch die Vereinfachung der fünf Kategorie-Klassen (Tab. 4) auszuschließen, wurden auch Pflanzen- und Artenzahlen der jährlichen Auszählung als Zahlenwerte zur Analyse hinzugezogen.

Bei fast allen verwendeten statistischen Testverfahren wurde mit dem Median gerechnet. Der Median ist gegenüber Ausreißern und Extremwerten stabiler als der Mittelwert,

der prinzipiell nur für symmetrische Verteilungen gerechnet werden sollte (LOZÁN & KAUSCH 1998). Der Median wird als Mittelwert bei nicht normalverteilten Messwerten, bei asymmetrischen Verteilungen und bei Einteilungen in Klassen genutzt.

Zum Test auf Normalverteilung wurde der Shapiro-Wilk-W-Test benutzt. Bei einer Nicht-Normalverteilung wurden die Daten logarithmiert und erneut auf Normalverteilung überprüft. Linksschiefe Datensätze lassen sich häufig durch diese Transformation zu einer Normalverteilung wandeln (LOZÁN & KAUSCH 1998).

- t-Test zum Vergleich zweier unabhängiger Stichproben, wenn der Shapiro-Wilk W-Test eine Normalverteilung der Daten bestätigte.
- Mann-Whitney-U-Test zum Vergleich von zwei nicht-normalverteilten Stichproben aus einer nicht-parametrischen Verteilung.
- Kruskal-Wallis-Median-Test zur Varianzanalyse mehrerer unabhängiger, nicht-normalverteilter Stichproben. Bei starken Verteilungsunterschieden zwischen den Stichproben wurde der Median-Test genutzt.
- Bei normalverteilten Daten wurde der Korrelationskoeffizient r zur Prüfung einer möglichen Korrelation der Daten und Umweltvariablen getestet. Zur näheren Erklärung wurde das Bestimmtheitsmaß r^2 als Maß für die Schärfe verwendet.
- Spearman-Rang-Korrelation zur Prüfung der Abhängigkeit von nicht normalverteilten Datensätzen und Umweltvariablen.
- Mit der MANOVA wurde getestet, ob Arten bei konventionellem oder ökologischem Anbau (Erster Faktor) in den Jahren 2002 oder 2003 (Zweiter Faktor) häufiger waren. Das Verfahren ist nach dem Zentralen Grenzwertsatz von PÓLYA (1920, zitiert nach Handbuch Statistica, STATSOFT INC. 2004) auch für nicht normalverteilte Stichproben zulässig, da sich diese einer Normalverteilung annähern, je größer der Stichprobenumfang ist. Es müssen mindestens 30 Messwerte vorliegen.

Für alle Berechnungen wurde das Programm Statistica, Version 6.1 benutzt (STATSOFT INC. 2004).

3.8 Determination

Alle gefangenen Käfer wurden auf Artniveau nach FREUDE et al. (1964), FREUDE et al. (1974, 1976), LOHSE & LUCHT (1989) und LUCHT & KLAUSNITZER (1998) bestimmt. Die Determination der Gattung *Harpalus* wurde nach TRAUTNER & GEIGENMÜLLER (1987) durchgeführt. Die Nomenklatur richtet sich nach TRAUTNER et al. (1997). Die Einstufung der gefundenen Arten in Bezug auf ihren Gefährdungsgrad wurde nach ZIEGLER et al. (1994) vorgenommen.

4 Ergebnisse

4.1 Abiotische Parameter

4.1.1 Humusgehalt

An insgesamt 169 Standorten betrug der niedrigste Wert von organischem Material im Oberboden 2,4 %, der höchste Wert 46,0 % (Abb. 6).

Die naturnahen Flächen wiesen zumeist Böden mit höherem Humusgehalt auf als die Ackerflächen. Die Kategorie „Organisch“ umfasste vier Standorte, keiner davon gehörte zum Acker. Auf anmoorigen Böden lagen vier Standorte der naturnahen Flächen, ein Stilllegungs-Standort sowie zwei Acker-Standorte. Von neun Standorten der Kategorie „Sehr stark humos“ befanden sich fünf Standorte in Knicks, Söllen oder Brachen und zwei in Stilllegungen oder auf dem Acker. Neun von 45 Standorten der Kategorie „Stark humos“ lagen in naturnahen Flächen, drei weitere in Stilllegungsstreifen. Die restlichen

104 Standorte lagen auf schwach humosen Böden. Von den naturnahen Flächen waren fünf Standorte in dieser Kategorie zu finden, sie lagen am Feldrand, inmitten der Schläge, in kleinen Söllen oder in einem mehrfach gemähten Steilhang. Drei Stilllegungs-Standorte hatten ebenfalls schwach humosen Boden.

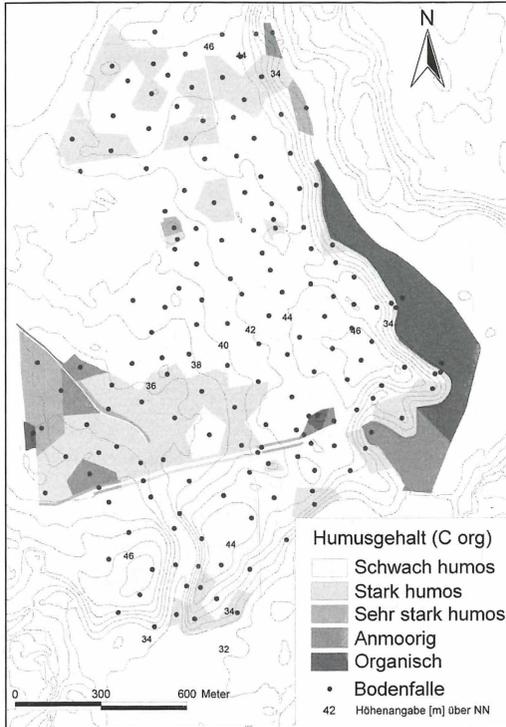


Abb. 6: Humusgehalt von Äckern und Stilllegungen auf Hof Ritzenau. Standorte der Bodenfallen und der Zuschnitt der Bezugsflächen Stand 2003.

Den höchsten C_{org} -Gehalt mit 46,0 % wies ein Standort der großen Brache an der Weggabelung auf. Die Böden des Wäldchens westlich des Schläges Koppelbusch und der beiden nördlichen, schon lange aus der Nutzung genommenen Standorte der Duvenseebach-Niederung hatten einen Humusanteil mit mindestens 41 %.

Die Ackerflächen enthielten überwiegend mineralische Böden. Der Gehalt an Humus war gering. Von insgesamt 133 Standorten, die im Untersuchungszeitraum durchgehend dem Acker zuzuordnen waren, fielen die Böden von 96 Messstellen in die Kategorie „Schwach humos“ mit einem C_{org} -Gehalt unter 4 %. 33 Acker-Standorte lagen auf stark humosen Böden und je zwei auf sehr stark humosen Böden, bzw. anmoorigem Böden. Die vier Standorte der Kategorien „Anmoorig“ und „Sehr stark humos“ gehörten zum Feld Koppelbusch. Vor allem auf dem Koppelbusch sowie am Hangfuß des Feldes Stutenkoppel kamen mit 4,2 % bis 28,8 % stark humose bis anmoorige Oberböden vor (Abb. 6). Weitere humushaltige Bereiche auf den Äckern fanden sich an der östlichen Grenze. Dort gingen die Felder am Hangfuß in das Grünland der Duvenseebach-Niederung über. An diesem Hangfuß lag im Jahr 2001 ein Stilllegungs-Streifen mit einer Kleegras-Einsaat parallel zum Knick. Weitere Bereiche mit stark humosem Oberboden fanden sich ganz im Norden auf den Schlägen Fuchsberg und Dachsberg. Von elf Proben, die dort

als stark humos bewertet wurden, erreichten neun Proben mit genau 4 % C_{org}-Gehalt gerade den unteren Grenzwert der Kategorie.

Der mittlere C_{org}-Gehalt der 124 Probestellen des Ackers betrug $3,6 \pm 0,5$ %, wobei der Koppelbusch mit 10 Standorten aufgrund seines anmoorigen Bodens bei der Berechnung ausgeklammert wurde. Der mittlere C_{org}-Gehalt der 34 Messstellen in den naturnahen Flächen erreichte $12,3 \pm 12,8$ %.

4.1.2 Sandgehalt

Im Gegensatz zum Humusgehalt gab es bei der Korngrößenanalyse kaum Differenzen zwischen naturnahen Flächen und Acker. Die Böden von Hof Ritzerau gehören durchweg zu den Bodenarten Lehmiger Sand, bzw. Sandiger Lehm (Abb. 7).

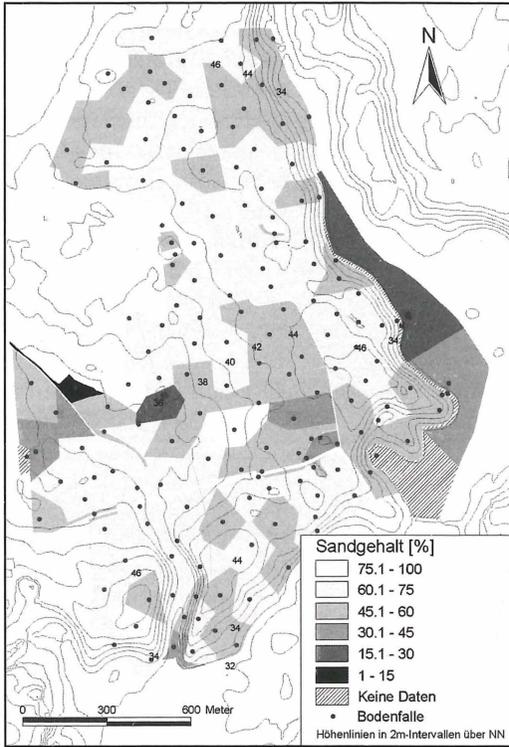


Abb. 7: Sandgehalt von Äckern und Stilllegungen auf Hof Ritzerau. Standorte der Bodenfallen und der Zuschnitt der Bezugsflächen Stand 2003.

Die Teile der Felder mit relativ lehmigen Böden waren in der Klasse von 30 - 45 % Sandgehalt zu finden. Der Bereich mit dem höchsten Lehmgehalt war die Kuppe am östlichen Ende der Stutenkoppel. Dieses lehmige Areal erstreckte sich über die Höhenbereiche der 42- und 44-Metermarke entlang des Feldweges Richtung Norden bis zum Feld Peperland. Weitere relativ lehmige Abschnitte lagen im nördlichen Abschnitt des Dachsbergs, ferner am westlichen Rand vom Fuchsberg.

Sandige Bereiche konnten auf der Hofffläche kaum festgestellt werden. Nur bei acht von insgesamt 163 analysierten Proben wurde ein Sandgehalt über 75 % gemessen. Bei den Probestellen mit hohem Sandgehalt nördlich des Querweges handelte es sich um

lokal ausgeprägte Senken. In diese wurden in der Vergangenheit bei Starkregen leichte Bodenanteile von den Hängen hinuntergespült und dort abgelagert, wie z.B. an der Grenze Peperland – Stutenkoppel am Waldrand. Nach längeren Niederschlagsperioden staute sich hier das Wasser auf sandigem Boden. Die Schwemmsande überschichteten den ursprünglich lehmigen Oberboden. Der einzige hoch gelegene Standort mit sandigem Boden fand sich auf dem Mühlenschlag am höchsten Punkt der Fläche.

Der Oberboden des Koppelbuschs war sandarm. Der nordwestliche Teil der Fläche wies erkennbar einen schwarzen, humusreichen Boden auf. Die auf der anderen Seite des Peperlandgrabens liegende Dauerbrache am Waldrand des Peperland-Forstes hatte den niedrigsten Sandanteil aller Proben mit 6 %. Die Böden der Duvensee-Niederung wiesen ebenfalls einen geringen Sandanteil auf.

4.1.3 pH-Werte

Die Auswertung der pH-Werte ergab, dass während der Probenahme 2001 ein deutlicher Gradient des pH-Wertes von Norden nach Süden existierte (Abb. 8). Im Norden der Hofflächen waren die Böden mittel sauer mit einem durchschnittlichen pH-Wert von $5,8 \pm 0,5$ ($n = 57$), während der gesamte Acker einen mittleren pH von $6,2 \pm 0,6$ ($n = 133$) hatte. An zwei Messstellen auf den nördlichen Äckern waren die Böden mit pH-Werten von 4,7 und 5,0 stark sauer.

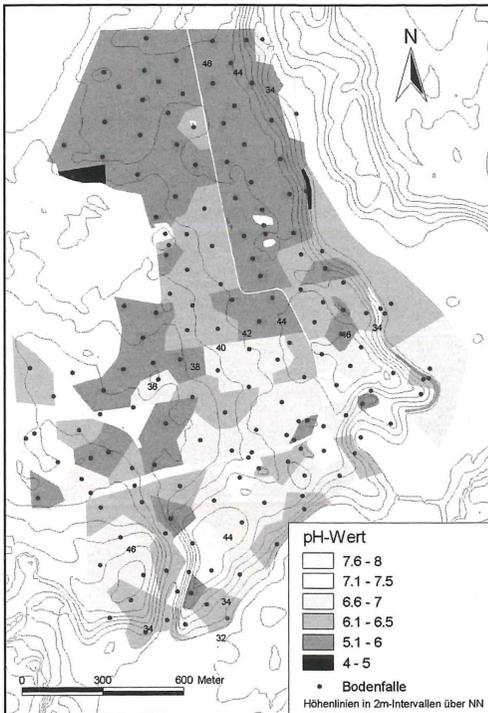


Abb. 8: pH-Werte von Äckern und in Stilllegungen auf Hof Ritzerau. Standorte der Bodenfallen und der Zuschnitt der Bezugsflächen Stand 2003.

Dieser Nord-Süd-Gradient fand sich auch an den drei Probestellen in der Duvensee-Niederung wieder. Die Werte variierten mit einem pH von 6,4 im Norden über 6,8 bis 7,1 im Süden. Insgesamt waren die Böden der naturnahen Flächen mit $\text{pH } 6,6 \pm 0,7$

($n = 27$) sehr schwach sauer, während die Ackerflächen schwach sauer waren, pH $6,2 \pm 0,6$ ($n = 133$). Die neun Standorte der Stilllegungen 2001 wiesen einen pH von $6,4 \pm 0,9$ auf. Innerhalb der naturnahen Strukturen hatten die Böden der Gehölzstandorte einen durchschnittlichen pH von $6,6 \pm 0,7$ und die Böden der Brachen einen pH von $6,5 \pm 0,8$.

4.2 Vegetation der Äcker

4.2.1 Halmdichte

Im ersten Untersuchungsjahr 2001 beschränkte sich der Anbau auf die drei konventionell als Winterfrucht angebaute Früchte Weizen, Gerste und Raps. Die Halmdichten erreichten im Getreide sehr hohe Werte mit durchschnittlich $489,0 \pm 105$ Halmen/m² (Abb. 9). Der auf dem Dachsberg nur 2001 angebaute Hybrid-Raps war mit $81,5 \pm 12,5$ Halmen/m² viel dichter und höher im Bestand als die im selben Jahr angebaute normalen Rapsorten mit $54,7 \pm 28,3$ Halmen/m².

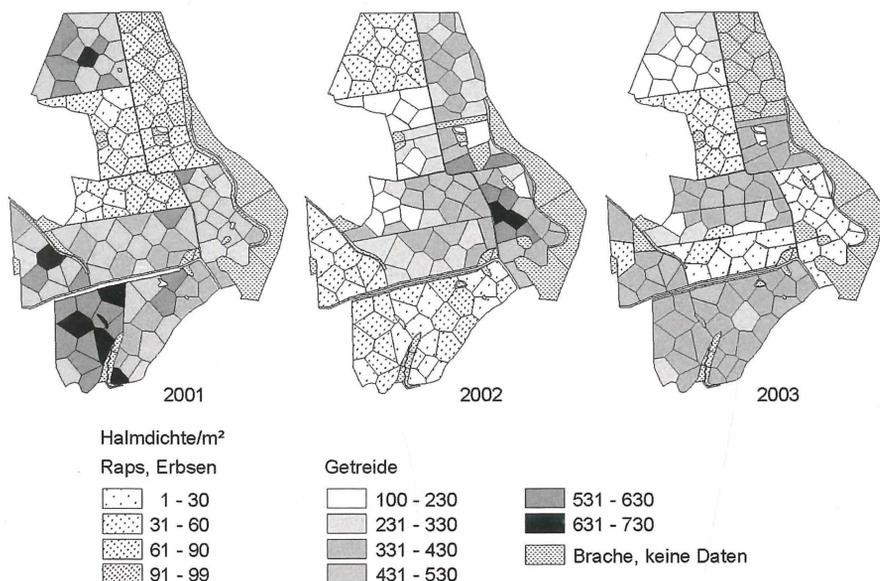


Abb. 9: Halmdichte pro Quadratmeter Feldfläche auf Hof Ritzerau, 2001 - 2003.

Ab 2002 wurden die Felder durch den neuen Betreiber bestellt. Die mittlere Halmmzahl im Getreide betrug 2002 $320,6 \pm 68,9$ Halme/m². Das konventionelle Getreide wies $368,1 \pm 102,2$ Halme/m² auf und das der Umstellungsflächen $275,7 \pm 26,1$ Halme/m². Die Halmdichten des ersten Untersuchungsjahres wurden nicht erreicht.

2003 lag die mittlere Halmdichte des Getreides auf dem Niveau des Vorjahres mit $368,6 \pm 89,3$ Halme/m² im konventionellen und $293,5 \pm 36,2$ Halme/m² im umgestellten Bereich. Der Rückgang der mittleren Halmdichte während der Untersuchung wird anhand des Weizens, der als einziges Getreide sowohl konventionell wie ökologisch angebaut wurde, deutlich (Abb. 10).

Ähnliche Ergebnisse zeigten sich auch bei einem Vergleich der Schotenfrüchte Raps und Futter-Erbsen (Abb. 10). 2001 wurde nur Raps angebaut mit im Mittel $66,7 \pm 25,9$ Halme/m². In den folgenden Jahren reduzierte sich das Mittel aus beiden Früchten auf $37,5 \pm 13,8$ (2002) und $35,1 \pm 6,5$ Halme/m² (2003). Die mittlere Anzahl der Rapshalme nahm während der Untersuchung signifikant um zwei Drittel ab. 2003 betrug der

Durchschnitt noch $20,3 \pm 6,1$ Halme/m². Große Areale in den konventionell bewirtschafteten Rapsschlägen waren flächendeckend mit Pflanzen aus der Wildkrautflora be-
wachsen.

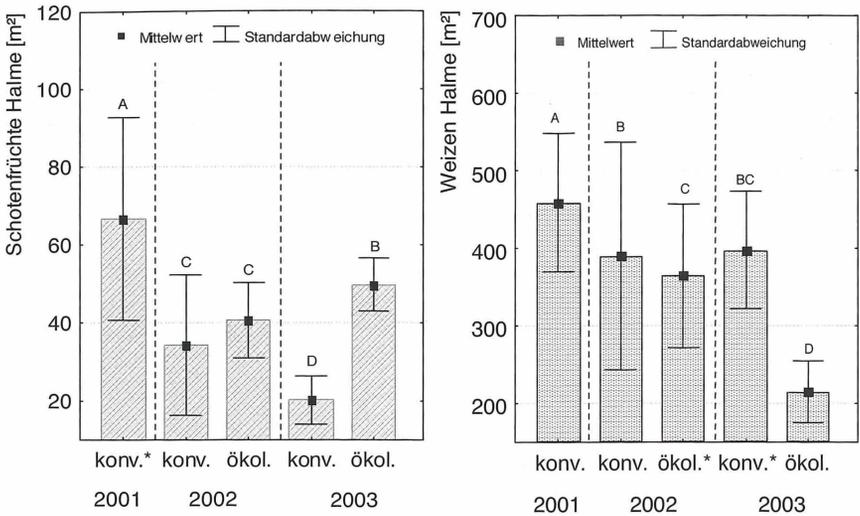


Abb. 10: Mittlere Halmzahl von konventionell und ökologisch angebaute Feldfrüchten von 2001 bis 2003. Schotenfrüchte: konv.: Konventioneller Raps, ökol.: Ökologische Erbsen. Signifikante Unterschiede mit $p < 0,05$ nach t-Test, gekennzeichnet durch unterschiedliche Buchstaben. * Probe nicht normalverteilt.

4.2.2 Wildkräuter

2001 wurden unter rein konventioneller Bewirtschaftung 20 Arten der Ackerbegleitflora mit 2970 Pflanzen auf 133 m² gefunden. 70 von 133 untersuchten Parzellen gehörten mit maximal einer Pflanzen-Art zu der Kategorie E. Unter diesen 70 Parzellen befanden sich 23, in denen keine Wildpflanze zu finden war (Tab. 6).

Im Jahr 2001 war das Ackerstiefmütterchen (*Viola arvensis*) mit 70,1 % die häufigste Wildpflanze. *Viola arvensis* kam in allen Jahren besonders zahlreich im Raps vor. Die Gemeine Quecke *Agropyron repens* stellte 7,5 % der Wildkrautflora. Sie trat am Waldrand meist zusammen mit dem Windhalm *Apera spica-venti* auf, der 4 % aller Wildkrautpflanzen stellte.

Nach der Umstellung im Herbst 2001 wurde kein signifikanter Unterschied zwischen den beiden Betriebsformen gefunden, auch wenn auf den umgestellten Flächen im Mittel drei Pflanzenarten mehr vorhanden waren als auf den konventionellen (Abb. 11). Während 2001 nur sechs Parzellen am Feld- oder Sollrand die Bedingungen der Kategorie A erfüllten, waren es 2002 allein im konventionellen Bereich 11, auf ökologischen Schlägen sieben (Tab. 6). Nicht nur auf den umgestellten Feldern, sondern auch in den Randbereichen der konventionellen Schläge fand eine Zunahme des Wildkrautunterwuchses statt (Abb. 12).

Tab. 6: Anzahl der Wildkrautarten und -pflanzen (ohne Keimlinge) auf den Äckern von Hof Ritzerau von 2001 bis 2003.

Jahr	2001	2002	2003
Stichproben	133	138	122
Arten	20	30	34
Pflanzen	1271	2712	5651

Kategorie (Grenzwerte)	n	%	n	%	n	%
A (> 4 Arten, > 24 Pfl.)	6	4,5	18	13,0	66	47,1
B (4 Arten, 13 - 24 Pfl.)	9	6,8	19	13,8	13	9,3
C (3 Arten, 7 - 12 Pfl.)	21	15,8	32	23,2	14	10,0
D (2 Arten, 4 - 6 Pfl.)	27	20,3	35	25,4	17	12,1
E (1 Art, 0 - 3 Pfl.)	70	52,5	34	24,6	30	21,4

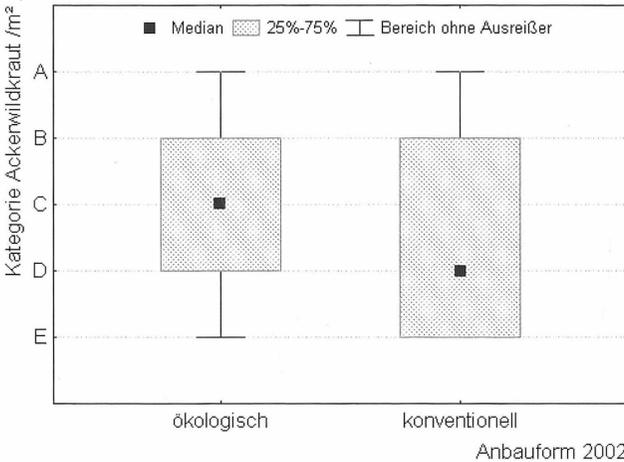


Abb. 11: Durchschnitt der Wildkrautkategorien auf konventionellen und ökologischen Feldern im Jahr 2002.

Insgesamt traten 2002 30 Arten mit 2712 Pflanzen an 138 Bodenfallen-Standorten auf. Am häufigsten war erneut *Viola arvensis* mit 24,6 % mit Schwerpunkt in Raps und Futtererbsen. Der Windhalm mit starker Ausbreitung am Waldrand von Peperland war die zweithäufigste Pflanze (18,5 %). Auf allen Feldern war *Matricaria recutita* 2002 viel häufiger geworden. Die Gerste, 2002 auf der Stutenkoppel und auf dem südlichen Teil des Dachsbergs angebaut, war wie im Vorjahr nahezu wildkrautfrei.

Im Jahr 2003 wurden insgesamt 34 unterschiedliche Pflanzenarten mit 5651 Pflanzen in 122 Parzellen nachgewiesen (Tab. 6). Am häufigsten war wie in den Vorjahren *Viola arvensis* mit 38,5 %. Die artenreichste Begleitflora hatte sich erneut im Raps und in Erbsen entwickelt. In den Rapsfeldern war 2003 *Capsella bursa-pastoris* mit 21,6 % am häufigsten. Auch die Echte Kamille war mit 6,4 % noch sehr häufig.

Im Jahr 2003 hatte sich in den zweijährigen Umstellungsflächen ein deutlicher Unterwuchs von Ackerwildkräutern entwickelt. Von 41 Parzellen gehörten 37 zur Kategorie A (Tab. 6). Auf dem neu umgestellten Mühlenschlag nahm direkt nach der Umstellung die

Verunkrautung nur geringfügig zu. In der südlichen Hälfte von Abenrade hingegen war Verunkrautung so stark wie auf den Teilschlägen, die bereits im zweiten Umstellungsjahr waren. Besonders ausgeprägt war die Ackerbegleitflora allerdings auf den konventionellen Rapsfeldern Stutenkoppel und Hellberg. Auf dem Hellberg waren von 18 Probestellen zehn stark verkrutet (Kategorie A) und vier gehörten zu der Kategorie B. In den konventionellen Rapsschlägen war die Verunkrautung stärker als im umgestellten Haferfeld Mühlenschlag (Abb. 12).

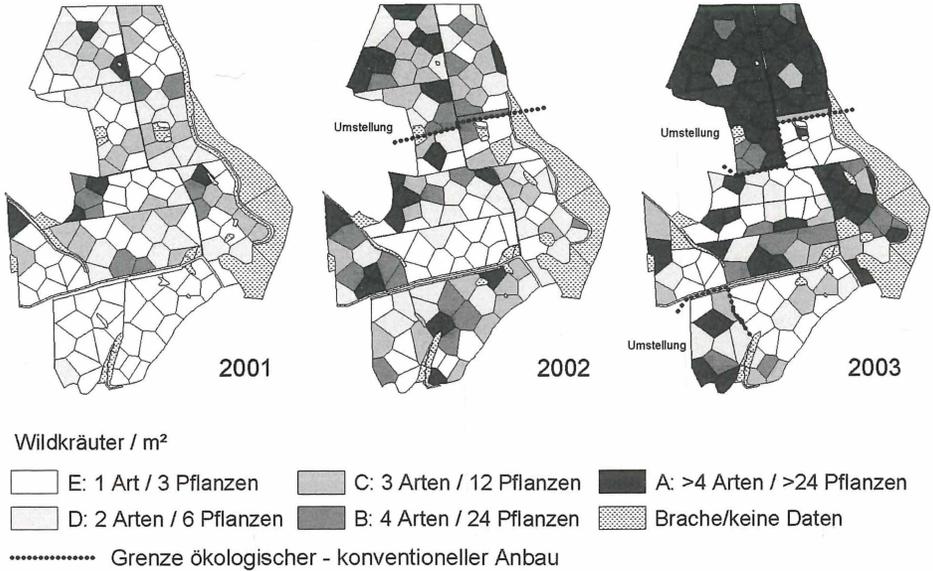


Abb. 12: Wildkrautkategorien/m² von 2001 bis 2003; Kartierungen im Juni/Juli vor der Ernte.

4.3 Arteninventar und Artenzahlen der Lauf- und Kurzflügelkäfer

4.3.1 Arteninventar

Insgesamt wurden 382 Käferarten mit 212.910 Tieren gefangen. Von den Laufkäfern kamen 123 Arten der 353 in Schleswig-Holstein heimischen Arten vor (Tab. 7). Bei den Kurzflügelkäfern waren es 259 von 963 bekannten Arten. Die Individuenmengen der beiden Käferfamilien war annähernd gleich groß: 104.773 Carabiden und 108.137 Staphyliniden.

4.3.2 Artenzahlen

Die Artenzahl der Carabiden nahm innerhalb der dreijährigen Untersuchung ab. Im ersten Untersuchungsjahr 2001 wurden 108 Laufkäfer-Arten nachgewiesen, 2002 100 Arten und 2003 98 Arten. Die Menge der aufgestellten Fallen blieb nahezu gleich, Unterschiede gab es aber in der durchschnittlichen Aufstellungszeit der Bodenfallen (Tab. 8).

Die mittlere Artenzahl der Laufkäfer unterschied sich signifikant zwischen allen drei Untersuchungsjahren (Tab. 8). Auch die Artenzahl der Staphyliniden ging im Untersuchungszeitraum stetig zurück. Während im Jahr 2001 noch 191 Arten erfasst wurden,

waren es im Jahr 2002 181 Arten und im Jahr 2003 151 Arten trotz nahezu gleicher Anzahl von Bodenfallen. Der Median der Artenzahl des Jahres 2003 unterschied sich signifikant von denen der Vorjahre.

Tab. 7: Mengen und Gefährdungsgrade (RL) nach ZIEGLER et al. (1994) der erfassten Lauf- und Kurzflügelkäferarten (NW: Anzahl der Standorte; Unterschiede der Häufigkeit zwischen den Jahren nach Kruskal-Wallis-Median-Test *: $p < 0,05$, **: $p < 0,01$, ***: $p < 0,001$).

Arten	RL	2001		2002		2003		p
		NW	Ind.	NW	Ind.	NW	Ind.	
Carabidae								
<i>Calosoma auropunctatum</i> (Herbst, 1784)	1	1	1	17	20	9	20	**
<i>Carabus coriaceus</i> Linné, 1758		5	9	48	96	18	32	***
<i>Carabus violaceus</i> Linné, 1758		2	2	26	46	19	22	***
<i>Carabus granulatus</i> Linné, 1758		87	309	149	1162	117	763	***
<i>Carabus auratus</i> Linné, 1761	3	1	1	
<i>Carabus nemoralis</i> Müller, 1764		103	392	106	337	32	82	***
<i>Carabus hortensis</i> Linné, 1758		6	9	1	1	1	1	*
<i>Cychrus caraboides</i> (Linné, 1758)		1	1	6	8	2	2	
<i>Leistus rufomarginatus</i> Duftschmid, 1812		6	10	10	14	.	.	**
<i>Leistus terminatus</i> (Hellwig in Panzer, 1793)		2	2	5	9	3	16	
<i>Nebria brevicollis</i> (Fabricius, 1792)		115	1570	146	2690	68	284	***
<i>Notiophilus aquaticus</i> (Linné, 1758)		1	1	
<i>Notiophilus palustris</i> (Duftschmid, 1812)		14	16	6	13	5	7	
<i>Notiophilus biguttatus</i> (Fabricius, 1779)		88	509	116	738	70	234	***
<i>Elaphrus cupreus</i> Duftschmid, 1812		4	4	2	2	1	1	
<i>Elaphrus riparius</i> (Linné, 1759)		.	.	2	4	.	.	
<i>Loricera pilicornis</i> (Fabricius, 1775)		144	640	132	523	67	140	***
<i>Clivina fossor</i> (Linné, 1758)		112	355	128	482	97	203	***
<i>Dyschirius globosus</i> (Herbst, 1784)		12	63	11	23	4	10	
<i>Epaphius secalis</i> (Paykull, 1790)	3	1	2	
<i>Trechus quadristriatus</i> (Schrank, 1781)		154	3240	132	886	151	1711	***
<i>Trechus obtusus</i> Erichson, 1837		6	23	5	9	1	1	
<i>Blemus discus</i> (Fabricius, 1792)		20	39	22	32	20	37	
<i>Trechoblemus micros</i> (Herbst, 1784)		8	8	14	22	17	27	
<i>Bembidion lampros</i> (Herbst, 1784)		18	25	10	15	14	22	
<i>Bembidion properans</i> (Stephens, 1828)		20	29	29	38	19	25	
<i>Bembidion dentellum</i> (Thunberg, 1787)	P	1	1	
<i>Bembidion varium</i> (Olivier, 1795)		3	4	.	.	1	1	
<i>Bembidion tetracolum</i> Say, 1823		134	1755	155	2087	154	1686	
<i>Bembidion femoratum</i> (Sturm, 1825)		6	6	1	1	3	3	
<i>Bembidion gilvipes</i> Sturm, 1825		6	19	2	15	1	2	
<i>Bembidion quadrimaculatum</i> (Linné, 1761)		1	1	35	54	44	147	***

Arten	RL	2001		2002		2003		p
		NW	Ind.	NW	Ind.	NW	Ind.	
<i>Bembidion obtusum</i> Audinet-Serville, 1821	3	3	3	1	2	1	1	
<i>Bembidion biguttatum</i> (Fabricius, 1779)		11	60	12	36	8	17	
<i>Bembidion mannerheimii</i> Sahlberg, 1827		10	36	1	1	.	.	***
<i>Bembidion guttula</i> (Fabricius, 1792)		22	63	26	108	18	94	
<i>Bembidion lunulatum</i> (Geoffroy, 1785)	3	2	2	6	6	2	3	
<i>Asaphidion flavipes</i> (Linné, 1761)		12	13	2	2	.	.	***
<i>Patrobus atrorufus</i> (Stroem, 1768)		15	58	9	18	9	11	
<i>Anisodactylus binotatus</i> (Fabricius, 1787)		12	23	21	33	14	32	
<i>Harpalus signaticornis</i> (Duftschmid, 1812)	2	25	56	27	70	46	142	**
<i>Harpalus rufipes</i> (De Geer, 1774)		88	221	100	379	79	233	*
<i>Harpalus affinis</i> (Schrank, 1781)		81	254	69	137	64	167	
<i>Harpalus distinguendus</i> (Duftschmid, 1812)	3	4	4	3	3	1	1	
<i>Harpalus latus</i> (Linné, 1758)		7	22	10	33	11	34	
<i>Harpalus laevipes</i> Zetterstedt, 1828	2	1	1	
<i>Harpalus rubripes</i> (Duftschmid, 1812)		3	3	4	4	2	2	
<i>Harpalus rufipalpis</i> Sturm, 1818		5	5	
<i>Harpalus tardus</i> (Panzer, 1796)		6	11	9	11	14	19	
<i>Ophonus rufibarbis</i> (Fabricius, 1792)		23	73	20	53	29	84	
<i>Stenolophus teutonius</i> (Schrank, 1781)		1	1	.	.	1	1	
<i>Stenolophus mixtus</i> (Herbst, 1784)		4	11	*
<i>Trichocellus placidus</i> (Gyllenhal, 1827)		1	1	
<i>Bradycellus harpalinus</i> Audinet-Serville, 1821		7	10	4	4	3	3	
<i>Acupalus flavicollis</i> (Sturm, 1825)		1	2	
<i>Acupalpus meridianus</i> (Linné, 1761)		8	26	9	26	5	10	
<i>Acupalpus exiguus</i> (Dejean, 1829)	P	5	5	1	1	1	1	
<i>Anthracus consputus</i> (Duftschmid, 1812)	3	2	2	1	1	.	.	
<i>Stomis pumicatus</i> (Panzer, 1796)		13	19	9	14	11	13	
<i>Poecilus cupreus</i> (Linné, 1758)	3	81	194	126	773	83	336	***
<i>Poecilus versicolor</i> (Sturm, 1824)		74	220	82	221	55	95	*
<i>Pterostichus strenuus</i> (Panzer, 1796)		68	247	48	226	28	100	***
<i>Pterostichus diligens</i> (Sturm, 1824)		5	7	4	10	5	19	
<i>Pterostichus vernalis</i> (Panzer, 1796)		25	45	31	47	25	33	
<i>Pterostichus nigrita</i> (Paykull, 1790)		34	166	27	131	27	134	
<i>Pterostichus anthracinus</i> (Illiger, 1798)	3	20	98	18	139	20	66	
<i>Pterostichus minor</i> (Gyllenhal, 1827)		12	48	3	9	3	6	**
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i> (F., 1787)		4	4	1	1	1	1	
<i>Pterostichus niger</i> (Schaller, 1783)		89	319	132	932	128	708	***
<i>Pterostichus melanarius</i> (Illiger, 1798)		160	16033	165	26000	166	11167	***
<i>Abax parallelepipedus</i> (Pill. & Mitterp., 1783)		10	32	9	60	12	25	
<i>Synuchus vivalis</i> (Illiger, 1798)		27	52	26	46	11	11	*

Arten	RL	2001		2002		2003		p
		NW	Ind.	NW	Ind.	NW	Ind.	
<i>Calathus fuscipes</i> (Goeze, 1777)		28	71	25	32	28	49	
<i>Calathus erratus</i> Sahlberg, 1827		.	.	1	1	.	.	
<i>Calathus melanocephalus</i> (Linné, 1758)		56	124	22	72	13	16	***
<i>Calathus cinctus</i> Motschulsky, 1850		71	198	58	165	48	89	*
<i>Calathus rotundicollis</i> Dejean, 1828		.	.	4	12	2	4	
<i>Agonum sexpunctatum</i> (Linné, 1758)	3	.	.	5	7	3	7	
<i>Agonum viridicupreum</i> (Goeze, 1777)	0	1	1	
<i>Agonum marginatum</i> (Linné, 1758)		1	1	10	43	1	2	**
<i>Agonum muelleri</i> (Herbst, 1784)		109	319	155	2973	145	1368	***
<i>Agonum versutum</i> Sturm, 1824	3	1	1	
<i>Agonum viduum</i> (Panzer, 1797)		15	146	26	247	18	61	
<i>Agonum gracile</i> Sturm, 1824		2	2	2	3	.	.	
<i>Agonum fuliginosum</i> (Panzer, 1809)		7	26	9	16	4	9	
<i>Agonum thoreyi</i> Dejean, 1828		1	1	3	3	.	.	
<i>Platynus livens</i> (Gyllenhal, 1810)	3	.	.	1	5	2	3	
<i>Limodromus assimilis</i> (Paykull, 1790)		81	375	100	1524	63	477	**
<i>Oxypselaphus obscurus</i> (Herbst, 1784)		4	28	9	47	6	19	
<i>Anchomenus dorsalis</i> (Pontoppidan, 1763)		134	804	155	4579	158	3489	***
<i>Amara plebeja</i> (Gyllenhal, 1810)		26	37	25	59	23	58	
<i>Amara ovata</i> (Fabricius, 1792)	3	1	1	
<i>Amara similata</i> (Gyllenhal, 1810)		64	331	76	409	72	728	
<i>Amara convexior</i> Stephens, 1828		1	1	
<i>Amara communis</i> (Panzer, 1797)		10	21	13	18	2	2	*
<i>Amara curta</i> Dejean, 1828	3	.	.	1	1	.	.	
<i>Amara lunicollis</i> Schiödte, 1837		7	10	4	6	6	38	
<i>Amara aenea</i> (De Geer, 1774)		17	24	13	16	13	46	
<i>Amara eurynota</i> (Panzer, 1797)	3	6	6	2	2	1	1	
<i>Amara spreta</i> Dejean, 1831		1	1	
<i>Amara familiaris</i> (Duftschmid, 1812)		17	27	15	20	8	15	
<i>Amara tibialis</i> (Paykull, 1798)		2	3	.	.	2	2	
<i>Amara ingenua</i> (Duftschmid, 1812)	2	1	1	
<i>Amara bifrons</i> (Gyllenhal, 1810)		12	18	***
<i>Amara consularis</i> (Duftschmid, 1812)		15	60	8	13	11	20	
<i>Amara apricaria</i> (Paykul, 1790)		1	1	2	2	2	2	
<i>Amara aulica</i> (Panzer, 1797)		7	8	4	4	1	8	
<i>Chlaenius nigricornis</i> (Fabricius, 1787)	3	2	7	11	25	8	19	
<i>Oodes helopoides</i> (Fabricius, 1792)		2	2	4	4	3	3	
<i>Badister unipustulatus</i> Bonelli, 1813	2	1	1	
<i>Badister bullatus</i> (Schrank, 1798)		2	3	9	12	2	3	*
<i>Badister lacertosus</i> Sturm, 1815		3	3	10	13	5	8	

Arten	RL	2001		2002		2003		p
		NW	Ind.	NW	Ind.	NW	Ind.	
<i>Badister sodalis</i> (Duftschmid, 1812)		6	7	10	13	8	8	
<i>Badister dorsiger</i> (Duftschmid, 1812)	2	1	4	1	1	.	.	
<i>Badister dilatatus</i> Chaudoir, 1837		1	3	1	2	.	.	
<i>Badister peltatus</i> (Panzer, 1797)	2	1	2	2	2	.	.	
<i>Panagaeus bipustulatus</i> (Fabricius, 1775)	2	.	.	3	6	1	2	
<i>Demetrius atricapillus</i> (Linné, 1758)		8	8	9	11	8	10	
<i>Paradromius linearis</i> (Olivier, 1795)		2	2	
<i>Calodromius spilotus</i> (Illiger, 1798)		1	1	
<i>Philorhizus sigma</i> (Rossi, 1790)		2	2	
<i>Syntomus foveatus</i> (Geoffroy, 1785)		.	.	1	1	2	2	
<i>Syntomus truncatellus</i> (Linné, 1761)		.	.	1	1	.	.	
<u>Staphylinidae</u>								
<i>Metopsia clypeata</i> (Müller, 1821)		1	1	
<i>Megarthritis sinuaticollis</i> (Boisd. & Lac., 1835)		.	.	1	1	.	.	
<i>Megarthritis denticollis</i> (Beck, 1817)		.	.	2	2	.	.	
<i>Proteinus atomarius</i> Erichson, 1840	3	.	.	2	2	.	.	
<i>Proteinus laevigatus</i> Hochhut, 1871		47	163	36	182	19	46	***
<i>Eusphalerum minutum</i> (Olivier, 1795)		.	.	1	1	.	.	
<i>Omalius rivulare</i> (Paykull, 1789)		18	66	27	44	7	9	**
<i>Omalius caesum</i> Gravenhorst, 1806		11	21	17	20	11	11	
<i>Xylodromus affinis</i> Gerhardt, 1877	3	.	.	1	1	.	.	
<i>Anthobium atrocephalum</i> (Gyllenhal, 1827)		4	5	3	3	1	1	
<i>Anthobium unicolor</i> (Marsham, 1802)		20	247	27	106	13	47	
<i>Olophrum piceum</i> (Gyllenhal, 1810)		3	15	4	4	2	2	
<i>Olophrum assimile</i> (Paykull, 1800)	3	18	39	9	12	8	112	
<i>Acidota cruentata</i> Mannerheim, 1830		1	1	.	.	1	1	
<i>Lesteva sicula</i> Erichson, 1872		1	1	.	.	1	1	
<i>Lesteva longoelytrata</i> (Goeze, 1777)		119	4427	113	1430	79	648	***
<i>Coprophilus striatulus</i> (Fabricius, 1792)		.	.	1	1	.	.	
<i>Carpelimus bilineatus</i> (Stephens, 1834)		.	.	1	2	.	.	
<i>Carpelimus similis</i> Smetana, 1967	2	.	.	1	7	.	.	
<i>Carpelimus rivularis</i> Motschulsky, 1860		.	.	1	1	.	.	
<i>Carpelimus corticinus</i> (Gravenhorst, 1806)		9	10	8	19	10	15	
<i>Carpelimus elongatulus</i> Erichson, 1839		1	1	1	1	.	.	
<i>Anotylus rugosus</i> (Fabricius, 1775)		127	600	162	2660	144	659	***
<i>Anotylus sculpturatus</i> Gravenhorst, 1806		14	32	28	111	18	108	
<i>Anotylus tetracarيناتus</i> (Block, 1799)		18	19	7	7	6	9	**
<i>Bledius opacus</i> (Block, 1799)		.	.	1	1	.	.	
<i>Bledius gallicus</i> (Gravenhorst, 1806)		.	.	1	1	1	1	
<i>Oxyporus rufus</i> (Linné, 1758)		1	1	

Arten	RL	2001		2002		2003		p
		NW	Ind.	NW	Ind.	NW	Ind.	
<i>Stenus junco</i> Paykull, 1789		34	46	37	70	8	17	***
<i>Stenus clavicornis</i> (Scopoli, 1763)		61	100	62	132	14	21	***
<i>Stenus bimaculatus</i> Gyllenhal, 1810		15	21	16	29	5	6	*
<i>Stenus boops</i> (Ljungh, 1804)		8	8	15	24	3	4	*
<i>Stenus canaliculatus</i> Gyllenhal, 1827		3	3	4	4	2	2	
<i>Stenus argus</i> Schaller, 1783		1	1	
<i>Stenus pusillus</i> Stephens, 1833		12	45	15	24	5	12	
<i>Stenus humilis</i> Erichson, 1839		.	.	1	1	1	1	
<i>Stenus carbonarius</i> (Gyllenhal, 1827)		.	.	1	1	.	.	
<i>Stenus fulvicornis</i> Stephens, 1833		5	7	24	43	5	9	***
<i>Stenus tarsalis</i> Ljungh, 1804	3	1	1	1	1	.	.	
<i>Stenus similis</i> (Herbst, 1784)	3	1	1	7	9	.	.	**
<i>Stenus cicindeloides</i> Schaller, 1783		1	1	4	4	.	.	
<i>Stenus flavipes</i> Stephens, 1833		1	1	
<i>Stenus picipennis</i> Erichson, 1840	2	1	1	
<i>Stenus bifoveolatus</i> (Gyllenhal, 1827)		1	2	
<i>Stenus impressus</i> Germar, 1824		.	.	2	2	.	.	
<i>Stenus pallipes</i> Gravenhorst, 1802	3	2	7	
<i>Euaesthetus ruficapillus</i> (Boisduval, 1835)		8	15	3	3	3	4	
<i>Euaesthetus laeviusculus</i> Mannerheim, 1844		6	22	5	9	4	6	
<i>Rugilus rufipes</i> (Germar, 1836)		13	30	11	18	7	7	
<i>Rugilus orbiculatus</i> (Paykull, 1789)		1	1	
<i>Rugilus erichsoni</i> (Fauvel, 1867)		1	6	1	1	1	4	
<i>Lathrobium quadratum</i> (Paykull, 1789)		1	1	
<i>Lathrobium rufipenne</i> Gyllenhal, 1813	3	1	1	
<i>Lathrobium pallidipenne</i> Hochhut, 1871	3	1	1	
<i>Lathrobium fulvipenne</i> Heer, 1841		144	749	141	661	125	307	***
<i>Lathrobium brunnipes</i> (Gravenhorst, 1806)		40	62	55	88	33	43	*
<i>Lathrobium filiforme</i> (Fabricius, 1792)		6	9	10	16	9	13	
<i>Lathrobium longulum</i> Gravenhorst, 1802		35	58	14	18	14	18	***
<i>Lathrobium dilutum</i> Erichson, 1839	1	.	.	1	1	.	.	
<i>Gyrophypnus angustatus</i> Stephens, 1833	3	109	494	115	426	80	207	***
<i>Xantholinus glabratus</i> (Gravenhorst, 1802)	2	.	.	2	2	.	.	
<i>Xantholinus tricolor</i> Fabricius, 1787		66	183	58	204	22	36	***
<i>Xantholinus linearis</i> Olivier, 1795		139	1302	144	968	158	1671	***
<i>Xantholinus longiventris</i> Heer, 1839		148	842	126	341	119	255	***
<i>Othius punctulatus</i> Stephens, 1833		14	26	16	37	10	22	
<i>Othius angustus</i> Stephens, 1833		1	1	
<i>Othius subuliformis</i> Stephens, 1833		5	7	2	2	1	1	
<i>Erichsonius cinerascens</i> (Gravenhorst, 1802)		1	1	

Arten	RL	2001		2002		2003		p
		NW	Ind.	NW	Ind.	NW	Ind.	
<i>Philonthus fumarius</i> (Gravenhorst, 1806)		8	8	6	9	1	1	
<i>Philonthus debilis</i> (Gravenhorst, 1802)		.	.	3	5	2	2	
<i>Philonthus atratus</i> (Gravenhorst, 1802)		.	.	29	46	11	23	***
<i>Philonthus concinnus</i> (Gravenhorst, 1802)	3	1	2	
<i>Philonthus coruscus</i> (Gravenhorst, 1802)	3	2	3	.	.	1	1	
<i>Philonthus laminatus</i> (Creutzer, 1799)		46	92	59	222	37	64	*
<i>Philonthus tenuicornis</i> Rey, 1853		2	2	.	.	1	2	
<i>Philonthus cognatus</i> (Stephens, 1832)		131	1432	135	3553	117	2307	
<i>Philonthus mannerheimi</i> Fauvel, 1869		3	3	5	11	1	1	
<i>Philonthus politus</i> (Linné, 1758)		2	2	10	10	3	4	*
<i>Philonthus succicola</i> Thomson, 1860		.	.	2	3	9	15	**
<i>Philonthus addendus</i> Stephens, 1867	3	1	1	1	6	2	7	
<i>Philonthus decorus</i> (Gravenhorst, 1802)		29	338	33	593	29	477	
<i>Philonthus rotundicollis</i> (Ménétriés, 1832)	3	149	1783	154	6335	124	2217	***
<i>Philonthus sordidus</i> (Gravenhorst, 1802)		6	6	
<i>Philonthus carbonarius</i> (Gravenhorst, 1810)		129	668	126	1307	119	1072	
<i>Philonthus varians</i> (Paykull, 1789)		2	2	1	1	.	.	
<i>Philonthus splendens</i> (Fabricius, 1792)		4	4	
<i>Philonthus fimetarius</i> (Gravenhorst, 1802)		3	3	2	7	.	.	
<i>Philonthus ventralis</i> (Gravenhorst, 1802)		.	.	1	1	.	.	
<i>Philonthus sanguinolentus</i> (Gravenhorst, 1802)		1	1	1	1	7	10	*
<i>Philonthus rectangulus</i> (Sharp, 1874)		1	3	
<i>Philonthus longicornis</i> Stephens, 1832		.	.	1	1	.	.	
<i>Philonthus parvicornis</i> (Gravenhorst, 1802)		1	1	
<i>Philonthus micans</i> (Gravenhorst, 1802)		2	2	
<i>Philonthus marginatus</i> (Stroem, 1768)		1	1	2	2	3	4	
<i>Gabrius trossulus</i> (Nordmann, 1837)		2	2	1	1	.	.	
<i>Gabrius nigrutilus</i> (Gravenhorst, 1802)		.	.	2	2	.	.	
<i>Gabrius breviventer</i> (Sperk, 1910)		53	84	56	129	45	82	
<i>Gabrius subnigrutilus</i> (Reitter, 1909)		16	22	45	76	28	40	***
<i>Ontholestes tessellatus</i> (Fourcroy, 1785)		1	1	
<i>Platydracus stercorarius</i> (Olivier, 1795)		.	.	2	2	.	.	
<i>Staphylinus erythropterus</i> Linné, 1758	3	.	.	3	3	.	.	
<i>Staphylinus dimidiaticornis</i> Gemminger, 1851	3	1	1	1	1	.	.	
<i>Ocypus olens</i> (Müller, 1764)		2	2	1	4	7	13	
<i>Ocypus ophthalmicus</i> (Scopoli, 1763)		2	2	
<i>Ocypus brunniipes</i> (Fabricius, 1781)		6	8	8	16	13	22	
<i>Ocypus fuscatus</i> (Gravenhorst, 1802)	2	1	1	1	1	.	.	
<i>Tasgius morsitans</i> (Rossi, 1790)	3	3	4	
<i>Tasgius melanarius</i> (Heer, 1839)		2	6	7	7	9	21	

Arten	RL	2001		2002		2003		p
		NW	Ind.	NW	Ind.	NW	Ind.	
<i>Heterothops binotatus</i> (Gravenhorst, 1802)	2	.	.	1	1	.	.	
<i>Heterothops quadripunctulus</i> (Gravenhorst, 1806)		.	.	.	2	2	.	
<i>Heterothops dissimilis</i> (Gravenhorst, 1802)		7	8	1	1	.	.	**
<i>Quedius longicornis</i> (Kraatz, 1857)		1	1	
<i>Quedius ochripennis</i> (Ménétriés, 1832)	2	10	24	10	11	8	8	
<i>Quedius nigrocoeruleus</i> Fauvel, 1874		1	1	2	3	4	4	
<i>Quedius fulgidus</i> (Fabricius, 1792)	3	1	1	
<i>Quedius cruentus</i> (Olivier, 1795)		1	1	
<i>Quedius mesomelinus</i> (Marsham, 1802)		3	3	
<i>Quedius fuliginosus</i> (Gravenhorst, 1802)		22	51	24	55	16	44	
<i>Quedius curtipennis</i> Bernhauer, 1908	3	.	.	1	1	.	.	
<i>Quedius tristis</i> (Gravenhorst, 1802)	3	.	.	1	1	.	.	
<i>Quedius molochinus</i> (Gravenhorst, 1806)		4	9	11	20	3	3	*
<i>Quedius nigriceps</i> Kraatz, 1857	3	1	1	
<i>Quedius suturalis</i> Kiesenwetter, 1847	3	.	.	2	3	2	3	
<i>Quedius nemoralis</i> Baudi, 1848	2	.	.	1	1	.	.	
<i>Quedius semiaeneus</i> Stephens, 1833		1	1	
<i>Quedius nitipennis</i> Stephens, 1833		26	87	20	86	17	100	
<i>Quedius aridulus</i> Jans., 1993	3	.	.	1	1	.	.	
<i>Quedius boops</i> (Gravenhorst, 1802)		33	64	7	7	.	.	***
<i>Mycetoporus baudueri</i> Mulsant & Rey, 1875	3	.	.	1	2	.	.	
<i>Mycetoporus lepidus</i> (Gravenhorst, 1802)		8	9	17	18	33	51	***
<i>Mycetoporus longulus</i> Mannerheim, 1830		9	15	30	66	10	12	***
<i>Mycetoporus erichsonanus</i> Fagel, 1965	3	10	12	15	30	4	4	*
<i>Mycetoporus despectus</i> Strand, 1969	3	1	1	7	11	4	4	
<i>Mycetoporus nigricollis</i> Stephens, 1835	1	1	1	
<i>Mycetoporus punctus</i> (Gyllenhal, 1810)	3	1	1	1	2	.	.	
<i>Ischnosoma splendidum</i> (Gravenhorst, 1806)		55	107	12	14	1	1	***
<i>Lordithon thoracicus</i> (Fabricius, 1777)		.	.	1	1	.	.	
<i>Bolitobius cingulatus</i> Mannerheim, 1831		.	.	3	3	.	.	
<i>Bolitobius castaneus</i> (Stephens, 1832)		2	2	
<i>Sepedophilus marshami</i> (Stephens, 1832)		22	26	14	17	7	8	*
<i>Tachyporus nitidulus</i> (Fabricius, 1781)		.	.	1	1	.	.	
<i>Tachyporus obtusus</i> (Linné, 1767)		13	14	60	185	85	237	***
<i>Tachyporus hypnorum</i> (Fabricius, 1775)		152	1364	116	385	128	486	***
<i>Tachyporus dispar</i> (Paykull, 1789)		51	83	33	52	50	102	*
<i>Tachyporus transversalis</i> Gravenhorst, 1806		2	2	
<i>Tachinus lignorum</i> (Linné, 1758)		1	1	
<i>Tachinus subterraneus</i> (Linné, 1758)		4	4	

Arten	RL	2001		2002		2003		p
		NW	Ind.	NW	Ind.	NW	Ind.	
<i>Tachinus fimetarius</i> (Gravenhorst, 1802)		93	1220	49	321	83	1293	***
<i>Tachinus signatus</i> Gravenhorst, 1802		130	1283	107	2106	71	573	***
<i>Tachinus laticollis</i> Gravenhorst, 1802		6	8	11	27	9	10	
<i>Tachinus marginellus</i> (Fabricius, 1781)		20	73	14	31	13	24	
<i>Tachinus corticinus</i> (Gravenhorst, 1802)		22	74	13	44	10	43	
<i>Oligota granaria</i> Erichson, 1837	3	.	.	1	1	.	.	
<i>Oligota pusillima</i> Gravenhorst, 1806		3	3	
<i>Hygronoma dimidiata</i> (Gravenhorst, 1806)		.	.	1	1	.	.	
<i>Encephalus complicans</i> Westwood, 1832		2	3	1	1	.	.	
<i>Leptusa fumida</i> (Erichson, 1839)		1	1	
<i>Leptusa ruficollis</i> (Erichson, 1839)		2	2	2	3	3	3	
<i>Autalia rivularis</i> (Gravenhorst, 1802)		5	5	1	1	.	.	*
<i>Cordalia obscura</i> (Marshall, 1802)	2	.	.	1	1	.	.	
<i>Ischnopoda leucopus</i> Gravenhorst, 1802		1	1	
<i>Callicerus obscurus</i> Gravenhorst, 1802		88	319	48	110	35	64	***
<i>Aloconota gregaria</i> (Erichson, 1839)		158	5451	166	6057	167	14395	***
<i>Pycnota paradoxa</i> Mulsant & Rey, 1861	P	12	13	***
<i>Amischa analis</i> (Gravenhorst, 1802)		126	359	109	284	132	524	***
<i>Amischa nigrofusca</i> (Stephens, 1832)		19	28	29	38	20	23	
<i>Amischa decipiens</i> (Sharp, 1869)	3	17	21	15	20	34	92	**
<i>Amidobia talpa</i> (Heer, 1841)		1	1	
<i>Nehemitropia lividipennis</i> (Mannerheim, 1831)		1	1	
<i>Dochmonota clancula</i> (Erichson, 1837)		1	1	
<i>Dochmonota rudiventris</i> (Eppelsheim, 1886)	2	1	1	.	.	1	2	
<i>Geostiba circellaris</i> (Gravenhorst, 1806)		20	47	8	20	10	12	*
<i>Dinaraea angustula</i> (Gyllenhal, 1810)		103	263	72	197	17	25	***
<i>Dinaraea aequata</i> (Erichson, 1837)		5	6	2	2	.	.	
<i>Dinaraea linearis</i> (Gravenhorst, 1802)		1	1	
<i>Plataraea brunnea</i> (Fabricius, 1798)		7	39	2	11	.	.	*
<i>Liogluta pagana</i> (Erichson, 1839)	3	12	60	23	159	18	238	
<i>Liogluta microptera</i> (Thomson, 1867)		10	42	
<i>Liogluta alpestris</i> (Heer, 1839)		134	1997	129	1426	154	2453	***
<i>Atheta elongatula</i> (Gravenhorst, 1802)		83	177	105	248	63	152	***
<i>Atheta gyllenhalii</i> (Thomson, 1856)		1	1	1	1	.	.	
<i>Atheta volans</i> Scriba, 1859		3	3	1	2	1	1	
<i>Atheta palustris</i> (Kiesenwetter, 1844)		22	54	46	116	17	94	***
<i>Atheta parca</i> (Mulsant & Rey, 1873)		.	.	1	2	.	.	
<i>Atheta fallaciosa</i> (Sharp, 1869)	2	1	1	
<i>Atheta luteipes</i> (Erichson, 1837)	3	1	1	
<i>Atheta vilis</i> (Erichson, 1837)	2	1	1	

Arten	RL	2001		2002		2003		p
		NW	Ind.	NW	Ind.	NW	Ind.	
<i>Atheta euryptera</i> (Stephens, 1832)	3	.	.	1	1	.	.	
<i>Atheta divisa</i> (Märkel, 1844)		1	1	
<i>Atheta corvina</i> (Thomson, 1856)		.	.	1	1	.	.	
<i>Atheta palleola</i> (Erichson, 1837)	3	.	.	2	3	.	.	
<i>Atheta benickiella</i> Brundin, 1948	3	1	1	
<i>Atheta amicula</i> (Stephens, 1832)		13	19	3	3	4	6	**
<i>Atheta atricolor</i> (Sharp, 1869)	3	1	1	
<i>Atheta gagatina</i> (Baudi, 1848)	3	1	1	
<i>Atheta trinotata</i> (Kraatz, 1856)		.	.	1	1	1	1	
<i>Atheta orphana</i> (Erichson, 1837)		1	1	
<i>Atheta orbata</i> (Erichson, 1837)		1	1	
<i>Atheta fungi</i> (Gravenhorst, 1806)		161	3854	165	2732	148	1255	***
<i>Atheta negligens</i> (Mulsant, 1873)		12	14	2	2	.	.	***
<i>Atheta amplicollis</i> (Mulsant & Rey, 1873)		2	3	1	1	.	.	
<i>Atheta nigra</i> (Kraatz, 1856)		3	3	.	.	4	10	
<i>Atheta dadopora</i> (Thomson, 1867)		5	10	1	1	.	.	*
<i>Atheta celata</i> (Erichson, 1837)		1	3	.	.	2	2	
<i>Atheta triangulum</i> (Kraatz, 1856)		110	520	131	335	83	272	**
<i>Atheta graminicola</i> (Gravenhorst, 1806)		10	12	21	46	23	37	*
<i>Atheta aquatilis</i> (Thomson, 1867)		1	1	
<i>Atheta laticollis</i> (Stephens, 1832)		24	61	45	120	34	129	*
<i>Atheta coriaria</i> (Kraatz, 1856)		1	1	1	2	.	.	
<i>Atheta ravilla</i> (Erichson, 1839)		13	18	6	6	10	11	
<i>Atheta oblita</i> (Erichson, 1839)		.	.	5	5	4	7	
<i>Atheta strandiella</i> Brundin, 1954	2	1	1	1	1	.	.	
<i>Atheta fungicola</i> (Thomson, 1852)		1	1	.	.	2	2	
<i>Atheta crassicornis</i> (Fabricius, 1792)		52	226	55	194	28	74	**
<i>Atheta paracrassicornis</i> Brundin, 1954		3	4	
<i>Atheta macrocera</i> (Thomson, 1856)	3	1	1	.	.	1	1	
<i>Atheta ischnocera</i> (Thomson, 1870)		1	3	
<i>Atheta laevana</i> (Mulsant & Rey, 1852)		1	1	
<i>Atheta longicornis</i> (Gravenhorst, 1802)		5	5	
<i>Acrotona sylvicola</i> (Kraatz, 1856)		1	1	
<i>Acrotona aterrima</i> (Gravenhorst, 1802)		14	17	.	.	1	1	***
<i>Acrotona parvula</i> (Mannerheim, 1831)		27	90	4	6	8	13	***
<i>Trichiusa immigrata</i> Lohse, 1984	3	1	1	
<i>Drusilla canaliculata</i> (Fabricius, 1787)		1	2	4	25	2	7	
<i>Ilyobates subopacus</i> Palm, 1935		3	3	5	5	9	9	
<i>Ilyobates nigricollis</i> (Paykull, 1800)		13	14	5	6	3	3	*
<i>Calodera nigrita</i> Mannerheim, 1830		4	8	1	4	3	4	

Arten	RL	2001		2002		2003		p
		NW	Ind.	NW	Ind.	NW	Ind.	
<i>Calodera rufescens</i> Kraatz, 1856	2	1	1	
<i>Calodera aethiops</i> Gravenhorst, 1802		1	1	4	10	2	20	
<i>Parocyusa rubicunda</i> (Erichson, 1837)	2	1	1	
<i>Amarochara forticornis</i> (Boisduval, 1835)	2	.	.	1	1	1	2	
<i>Ocalea badia</i> Erichson, 1837)		9	57	8	49	.	.	*
<i>Ocalea picata</i> (Stephens, 1832)		.	.	1	1	6	31	
<i>Meotica pallens</i> (Redt., 1849)		.	.	1	1	1	1	
<i>Meotica exilis</i> (Knoch, 1806)		1	1	
<i>Meotica filiformis</i> (Motsch., 1960)		1	1	
<i>Deubelia picina</i> (Aubé, 1850)		1	1	
<i>Oxypoda elongatula</i> Aubé, 1850		11	17	15	26	7	11	
<i>Oxypoda procerula</i> Mannerheim, 1830)		18	32	10	16	1	1	***
<i>Oxypoda opaca</i> (Gravenhorst, 1802)		39	82	54	99	52	102	
<i>Oxypoda vittata</i> Märkel, 1842		6	6	
<i>Oxypoda acuminata</i> (Stephens, 1832)		126	964	128	842	115	388	***
<i>Oxypoda brevicornis</i> (Stephens, 1832)		74	163	21	31	22	33	***
<i>Oxypoda exoleta</i> Erichson, 1839		24	50	9	49	.	.	***
<i>Oxypoda brachyptera</i> (Stephens, 1832)		103	333	75	213	36	86	***
<i>Oxypoda tarda</i> Sharp, 1871	3	6	14	1	1	.	.	**
<i>Oxypoda annularis</i> (Mannerheim, 1830)		31	126	25	51	1	5	***
<i>Oxypoda haemorrhoea</i> (Mannerheim, 1830)		64	158	8	16	4	4	***
<i>Aleochara curtula</i> (Goeze, 1777)		2	5	.	.	16	34	***
<i>Aleochara brevipennis</i> Gravenhorst, 1806		42	77	45	62	24	40	*
<i>Aleochara intricata</i> Mannerheim, 1830	2	1	1	
<i>Aleochara inconspicua</i> Aubé, 1850	3	2	2	1	1	1	1	
<i>Aleochara sparsa</i> Heer, 1839)		18	20	6	8	4	4	**
<i>Aleochara laevigata</i> (Gyllenhal, 1810)	3	1	1	.	.	1	2	
<i>Aleochara ruficornis</i> Gravenhorst, 1802	3	1	2	
<i>Aleochara bilineata</i> Gyllenhal, 1810		39	76	63	204	104	670	***
<i>Aleochara bipustulata</i> (Linné, 1761)		46	100	65	198	81	489	***
<i>Micropeplus fulvus</i> Erichson, 1840		4	6	3	3	.	.	
<i>Micropeplus porcatus</i> (Fabricius, 1789)		17	43	14	29	3	5	

Die Berechnung der kumulativen Artenzahlen zeigte einen Unterschied zwischen den beiden Käferfamilien (Abb. 13). Während die kumulativen Artenzahlen der Staphyliniden auch Anfang 2004 deutlich zunahmen, war für die Laufkäfer nur eine geringfügige Zunahme ablesbar. Bei den Laufkäfern wurden 90 % der Arten bereits nach einem Jahr, Anfang Mai 2002, nachgewiesen. Das entsprach 110,7 Arten. In den beiden Jahren danach kamen weitere 12,3 Arten dazu. Bei den Kurzflügelkäfern dauerte es zwei Jahre bis

mit 233,1 Arten 90 % der Arten registriert waren. Im letzten Jahr der Probenahme konnten 25,9 Arten für das Untersuchungsgebiet neu nachgewiesen werden.

Tab. 8: Artenzahlen der Carabiden und Staphyliniden von Mai 2001 bis Mai 2004; Q25: unteres Quartil, Q75: oberes Quartil, Minimum, Maximum, absolute Artenzahl, Anzahl der Standorte (n), Fallenstandzeit mit Mittelwert (MW) und Standardabweichung (SA); verschiedene Exponenten geben Unterschiede innerhalb der Familie nach Kruskal-Wallis-Median-Test mit $p < 0,05$ an.

Jahr	Gattung	Arten					Standorte n	Fallentage	
		Median	Q25	Q75	Min.	Max.		Absolut	MW
2001	Carab.	^a 17	14	19	8	34	108	163	272 ± 67
	Staph.	^a 29	23	33	14	50	191		
2002	Carab.	^b 18	16	21	10	34	100	167	291 ± 34
	Staph.	^a 25	22	30	16	44	181		
2003	Carab.	^c 15	12	17	6	31	98	167	226 ± 43
	Staph.	^b 21	16	26	5	39	151		

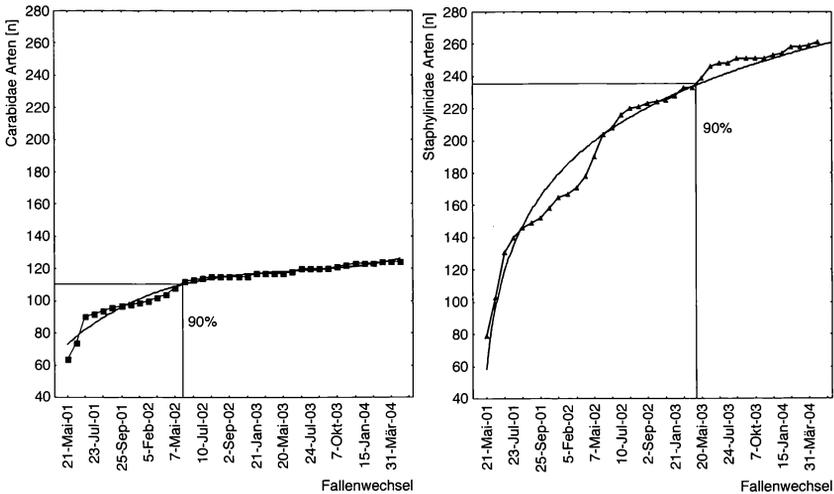


Abb. 13: Kumulative Artenzahlen von Lauf- und Kurzflügelkäfern mit Kennzeichnung des Zeitpunktes, an dem 90 % der Arten nachgewiesen waren.

Die meisten Laufkäfer-Arten/Jahresfalle kamen in den naturnahen Flächen vor. Die leichte Abnahme der durchschnittlichen Artenzahlen in den naturnahen Flächen von 2001 bis 2003 war nicht signifikant (Abb. 14). Auf den konventionellen Feldern waren 2002 die meisten Laufkäfer-Arten zu finden und 2003 die wenigsten. Die Umstellungsfelder wiesen 2002 eine geringere Artenzahl auf als die konventionellen Felder. 2003 ging die Anzahl in den ökologischen Feldern signifikant auf 14,0 Arten/Falle zurück. Zu

den konventionellen Äckern bestand im Jahr 2003 kein Unterschied. Unabhängig von der Betriebsweise kamen 2002 die meisten Arten vor, während 2003 die wenigsten Arten nachgewiesen wurden.

Im Jahr 2001 hatten die Felder im Süden (Seekamp, Mühlenschlag, Koppelbusch) mit 18,0 bzw. 19,0 Arten/Falle signifikant mehr Arten aufzuweisen als die Felder Fuchsberg und Dachsberg im Norden mit 13,0 und 16,0 Arten/Falle. Insgesamt war ein ausgeprägtes Nord-Süd-Gefälle der Artenzahlen bei den Carabiden festzustellen (Abb. 15).

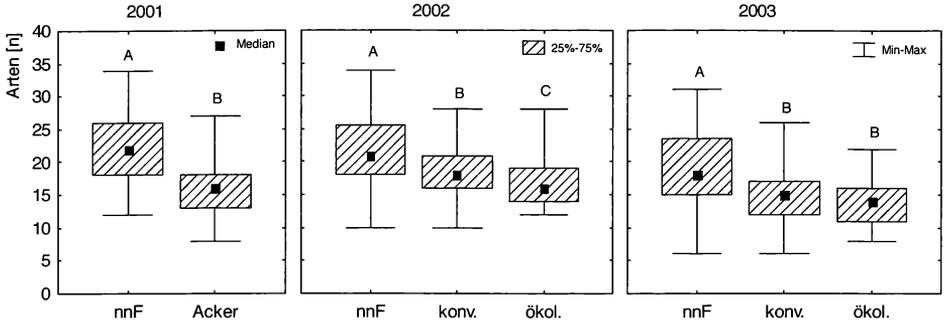


Abb. 14: Anzahl der Laufkäfer-Arten bei unterschiedlichen Nutzungssystemen. nnF: Naturnahe Flächen; konv.: Konventioneller Acker; ökol.: Ökologischer Acker. Verschiedene Buchstaben markieren signifikante Unterschiede mit $p < 0,05$, Kruskal-Wallis-Median-Test.

Im Jahr 2002 hatte auf den konventionellen Raps- und Weizenfeldern die Artenzahl zugenommen (Tab. 9). Sie stieg im Mittel von 16,0 Arten/Falle 2001 auf 18,0 Arten/Falle 2002 an. Keine Zunahme konnten auf Mühlenschlag und Seekamp mit Rapsanbau sowie auf dem umgestellten Teil des Dachsbergs beobachtet werden (Abb. 15). Die Felder mit der höchsten Artenzahl waren die konventionellen Weizenschläge Peperland und Hellberg mit 20,0 und 19,5 Arten/Falle. Die von Beginn an niedrigen Artenzahlen im Norden und die Abnahme im umgestellten Dachsberg führten zum signifikanten Unterschied zwischen den ökologischen und konventionellen Flächen.

Im Jahr 2003 sank der Gesamtmedian der Artenzahl auf 14,0 Arten. Der Artenrückgang fand auf fast allen Teilschlägen statt. Die Differenzen zwischen den Anbaufrüchten und -systemen waren erneut gering. Unveränderte Artenzahlen, im Vergleich zu den Vorjahren, fanden sich auf dem ökologisch bewirtschafteten Teil des Dachsbergs (Klee-gras mit dreimaliger Mahd, 16,0 Arten/Falle) sowie Seekamp (konventioneller Weizen, 15,0 Arten/Falle). Beide Schläge waren 2003 am artenreichsten. Besonders niedrig war die Artenzahl auf dem Fuchsberg, wo nach 2001 wieder die geringste Menge an Laufkäfer-Arten vorkam (Abb. 15).

Die Verteilung der Artenzahlen zeigt, dass bei den Carabiden zu Beginn der Untersuchung 2001 im Norden der Hoffläche weniger Arten erfasst wurden als im Süden (Abb. 15). Hohe Artenzahlen hatten die Schläge Koppelbusch und Mühlenschlag im Südwesten. 2002 war insgesamt eine Zunahme der mittleren Artenzahl zu beobachten. In 38 von 55 Planquadraten stieg die Artenzahl an, in sieben blieb sie gleich und in zehn Planquadraten verringerte sich der Median. Sieben dieser zehn Planquadrate lagen auf den Feldern Koppelbusch und Mühlenschlag, die noch 2001 hohe Artenzahlen aufwiesen. Die Abnahme der Artenzahl 2003 betraf fast die gesamte Ackerfläche. In einem Planquadrat stieg die Artenzahl im Vergleich zu 2002 an. In elf Planquadraten blieb sie gleich

und in 43 Planquadraten nahm sie ab. Am deutlichsten war der Rückgang auf den Schlägen Fuchsberg, Abenrade und Peperland im Nordwesten zu beobachten.

Tab. 9: Anzahl der Lauf- und Kurzflügelkäfer-Arten in den Anbaufrüchten von 2001 bis 2003. nnF: Naturnahe Flächen; Konv.: Konventioneller Acker; Ökol.: Ökologischer Acker; n: Anzahl Bodenfallen; M: Median; Q₂₅, Q₇₅: Quartile. Verschiedene Buchstaben markieren signifikante Unterschiede innerhalb desselben Jahres ($p < 0,05$); Signifikante Unterschiede zwischen den Jahren sind mit *: $p < 0,05$, ***: $p < 0,001$, n.s.: nicht signifikant nach Kruskal-Wallis-Median-Test markiert.

Arten		2001				2002				2003				Alle
Habitat	Frucht	n	M	Q ₂₅	Q ₇₅	n	M	Q ₂₅	Q ₇₅	n	M	Q ₂₅	Q ₇₅	p
<u>Carabidae</u>														
nnF		30	^a 22.0	18.0	26.0	27	^a 21.0	18.0	25.5	28	^a 18.0	15.0	23.5	n.s.
Konv.	Raps	47	^b 16.0	13.0	18.0	39	^{ab} 18.0	16.0	20.0	26	^{ab} 15.0	12.0	17.0	***
	Weizen	57	15.0	13.0	17.0	50	^a 20.0	17.0	21.0	45	^{ab} 14.0	12.0	17.0	***
	Gerste	29	^a 18.0	16.0	20.0	12	^{ab} 18.0	15.5	20.5	13	^{ab} 15.0	14.0	16.0	*
Ökol.	Weizen	0	kein Anbau			17	^b 15.0	14.0	17.0	15	^b 10.0	9.0	14.0	***
	Hafer	0				6	^{ab} 17.0	16.0	21.0	11	^{ab} 14.0	12.0	16.0	*
	Erbsen	0				15	^{ab} 16.0	15.0	19.0	12	^b 13.5	11.0	14.5	***
	Klee	0				1	25.0			17	^{ab} 16.0	13.0	17.0	
<u>Staphylinidae</u>														
nnF		30	^a 33.5	26.0	39.0	27	^a 32.0	23.0	37.0	28	^a 28.0	23.0	31.5	*
Konv.	Raps	47	^a 33.0	30.0	35.0	39	25.0	22.0	30.0	26	^a 24.0	21.0	26.0	***
	Weizen	57	^b 24.0	21.0	28.0	50	^{ab} 27.0	24.0	30.0	45	^{bc} 16.0	15.0	20.0	***
	Gerste	29	^b 26.0	24.0	29.0	12	^c 22.0	20.0	24.0	13	^{ac} 6.0	15.0	18.0	***
Ökol.	Weizen	0	kein Anbau			17	^b 24.0	22.0	25.0	15	^c 13.0	13.0	18.0	***
	Hafer	0				6	24.5	22.0	25.0	11	^{ab} 21.0	20.0	23.0	n.s.
	Erbsen	0				15	^b 25.0	19.0	26.0	12	20.5	19.0	24.0	n.s.
	Klee	0				1	35.0			17	^a 28.0	26.0	32.0	

Die meisten Kurzflügelkäfer-Arten kamen immer in den naturnahen Flächen vor. Wie im gesamten Untersuchungsgebiet war auch dort eine Abnahme zu beobachten (Tab. 9). Während auf den konventionellen Äckern im Jahr 2003 ein signifikanter Rückgang auf 18,0 Arten/Fälle erfolgte, zeigten die Umstellungsfelder keinen Unterschied zwischen den Jahren 2002 und 2003. Im Jahr 2002 kamen auf den konventionellen Feldern signifikant mehr Staphyliniden-Arten vor als auf den umgestellten Feldern, während 2003 keine Differenz hinsichtlich der Artenzahl von Kurzflügelkäfern zwischen den beiden Betriebssystemen festgestellt wurde (Abb. 16).

Von den konventionellen Feldfrüchten hatte Raps 2001 und 2003 die meisten Arten (Tab. 9). 2002 verringerte sich die Artenzahl im Raps und es kamen mehr Arten in den naturnahen Flächen vor. Auch im konventionellen Weizen wurden mehr Arten ermittelt, was auf die hohe Artenzahl auf dem Feld Peperland zurückzuführen ist. Die übrigen Getreidfelder mit konventionellem oder ökologischem Anbau wichen in der Arten-

menge nicht von den Rapsfeldern ab. 2003 kam es weder zu einer Ab- noch zu einer Zunahme der Staphyliniden-Arten im Raps. Die wenigsten Arten kamen in den konventionellen Weizen- und Gerste-Feldern 2003 vor. Unter ökologischem Anbau war der Weizen 2003 mit einem Median von 13,0 Arten/Falle ebenfalls artenarm, wobei der Anbau auf das Feld Fuchsberg beschränkt war. Dieses Feld gehörte von Beginn der Untersuchung an zu den artenarmen Schlägen. Die Artenarmut wurde wie bei den Laufkäfern weder durch Frucht- noch durch Systemwechsel beeinflusst. Auffällig war, dass 2003 nur die konventionellen, aber deutlich verunkrauteten Rapsfelder sowie das ökologische Erbsen- und Haferfeld die Artenmengen der Vorjahre erreichten. Die wenigsten Arten wurden alljährlich in den Getreideschlägen ohne Unterschied zwischen den Anbauformen gezählt.

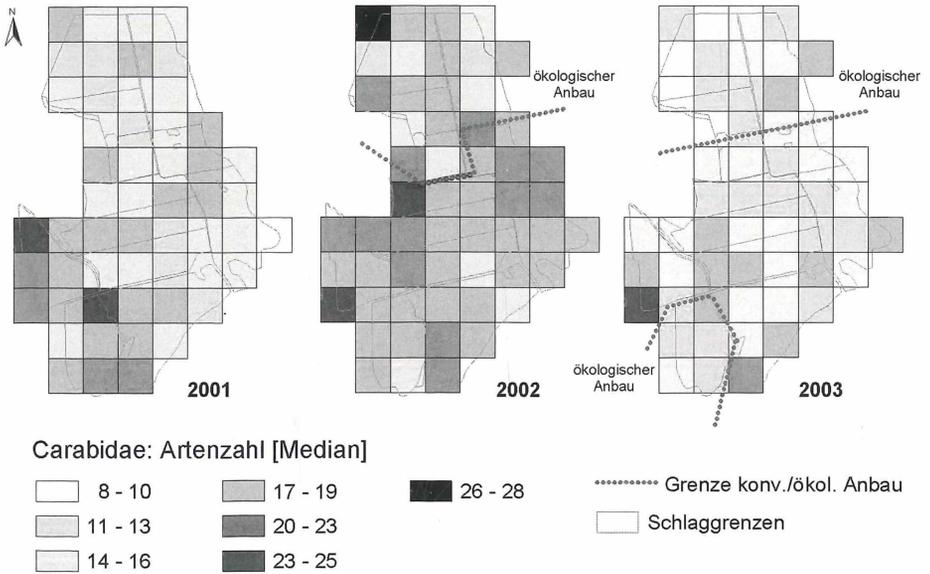


Abb. 15: Räumliche Verteilung der mittleren Artenzahlen von Laufkäfern in den Jahren 2001 bis 2003 aus durchschnittlich 2,5 Bodenfallen/Planquadrat (200 x 200 m); berücksichtigt wurden nur Standorte unter ackerbaulicher Nutzung.

Die Abb. 17 zeigt das räumliche Muster der Artenzahlen. 2001 waren die meisten Staphyliniden-Arten im Süden auf dem Mühlenschlag, auf Teilen des Koppelbuschs und am süd-westlichen Feldrand von Seekamp zu finden. Einen weiteren Schwerpunkt bildeten die Rapsfelder Dachsberg, Abenrade und Peperland, und dort vor allem die Feldränder. 2002 wiesen die Rapsfelder Koppelbusch, Mühlenschlag und Seekamp so viele Arten wie im Vorjahr auf. Andererseits kam es auf den vorjährigen Rapsfeldern, auf denen nun Getreide angebaut wurde, zu einer signifikanten Abnahme in der Artenzahl. 2003 war das Jahr mit der geringsten durchschnittlichen Artenzahl der Staphyliniden. Hohe Artenzahlen waren in diesem Jahr auf der zweijährigen Umstellungsfläche Dachsberg im Nordosten zu beobachten. Auf der übrigen Hofffläche, und hier selbst im Feldrandbereich, war ein erheblicher Arten-Rückgang zu bemerken. Davon ausgenommen blieben die beiden Rapsfelder, auf denen sich die Artenzahl auf dem Niveau des Jahres 2002 halten konnte.

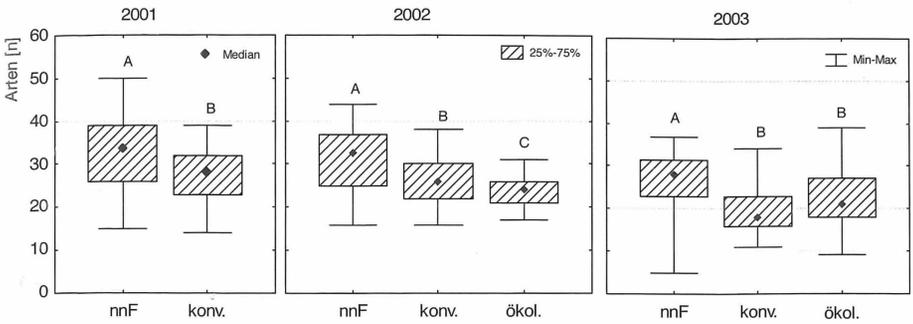


Abb. 16: Anzahl der Kurzflügelkäfer-Arten bei unterschiedlichen Nutzungssystemen. nnF: Naturnahe Flächen; konv.: Konventioneller Acker; ökol.: Ökologischer Acker ein bzw. zwei Jahre nach der Umstellung. Verschiedene Buchstaben markieren signifikante Unterschiede ($p < 0,05$), Kruskal-Wallis-Median-Test.

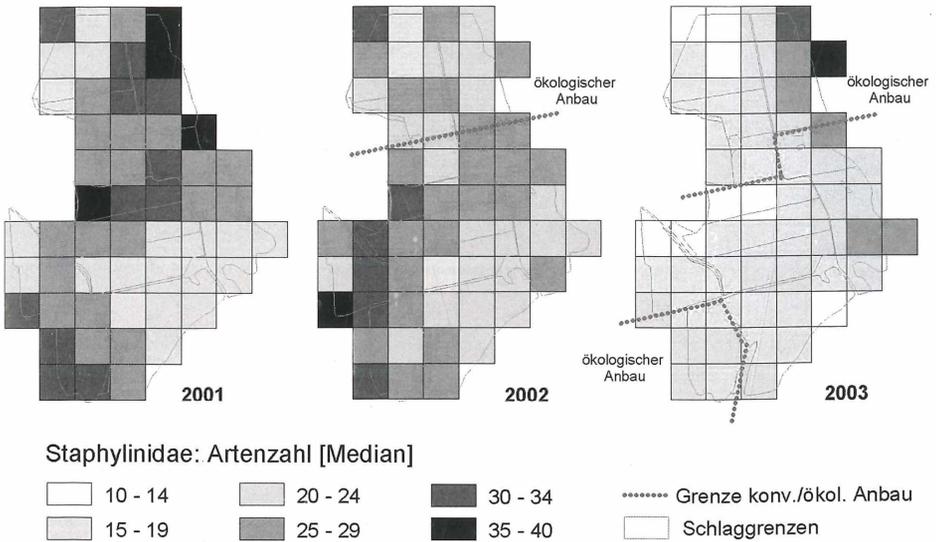


Abb. 17: Räumliche Verteilung der mittleren Artenzahlen von Kurzflügelkäfern in den Jahren 2001 bis 2003; durchschnittlich 2,5 Bodenfallen/Planquadrat (200 x 200 m); berücksichtigt wurden nur Standorte unter ackerbaulicher Nutzung.

4.3.3 Individuenzahlen

Die erfassten Individuenmengen unterschieden sich stark in den drei Untersuchungsjahren (Tab. 10). Von beiden Familien wurden die meisten Tiere im zweiten Untersuchungsjahr erfasst. Die Menge der gefangenen Laufkäfer/100 Fallentage (Ind./100Ft) unterschied sich signifikant ($p < 0,001$) zwischen dem Jahr 2002 und den Jahren 2001 und 2003. Am wenigsten Laufkäfer wurden mit 24,5 % im Jahr 2003 erfasst.

Tab. 10: Individuenzahlen (Ind.) der Lauf- und Kurzflügelkäfer von Mai 2001 bis Mai 2004; Ind. (gesamt): gesamte Individuenmenge; Ind. 100 Ft⁻¹: Individuenmenge/100 Fallentage; Median (M) und Quartile (Q).

Jahr	Standorte [n]	Ind. (gesamt)		Ind 100 Ft ⁻¹				
		[n]	[%]	[n]	[%]	M	Q ₂₅	Q ₇₅
Carabidae								
2001	163	30.169	28,8	11.215,4	28,2	65,6	40,8	90,0
2002	167	48.968	46,7	16.984,9	42,7	94,0	61,5	131,4
2003	167	25.636	24,5	11.580,5	29,1	62,1	43,1	84,6
Staphylinidae								
2001	163	34.864	32,2	13.008,5	30,7	72,5	48,2	105,4
2002	167	37.664	34,8	13.011,7	30,7	72,9	48,9	98,3
2003	167	35.609	32,9	16.324,9	38,6	90,2	58,3	131,3

Anders als bei den Carabiden wiesen die Individuenmengen der Staphyliniden kaum Unterschiede auf. Pro 100 Fallentage wurden im Jahr 2003 mit 38,6 % signifikant ($p < 0,01$) mehr Staphyliniden erfasst als in den Jahren 2001 und 2002 mit jeweils 30,7 %.

Das Jahr 2003, das wärmer und trockener als das dreißigjährige Mittel war, brachte eine signifikante Zunahme an Kurzflügelkäfern, während das übermäßig nasse Jahr 2002 eine starke Zunahme an Laufkäfern verursachte.

Beide Käferfamilien waren nahezu gleich zahlreich. Im Durchschnitt konnten zwischen 0,68 und 1,01 Käfer/Ft⁻¹ nachgewiesen werden. Nur in klimatisch günstigen Jahren wurden annähernd ein Lauf- bzw. ein Kurzflügelkäfer pro Tag und Falle gefangen.

4.4 Einfluss von Umweltfaktoren

4.4.1 Wirksame biotische und abiotische Parameter

Die Ergebnisse der Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) machen deutlich, dass keiner der geprüften neun, bzw. zehn Parameter in jedem der drei Untersuchungsjahre einen Einfluss auf die Verteilung der Laufkäfer hatte (Tab. 11).

Im Jahr 2001 waren der Sandgehalt und der Abstand der Bodenfallen vom Feldrand signifikant. Beide Parameter hatten zusammen einen Erklärungswert von 36,5 %. Im Jahr 2002 hatten fünf Faktoren einen Einfluss auf die räumliche Verteilung der Laufkäfer, ihr Erklärungswert war mit 84,6 % deutlich höher als im Vorjahr. Den größten Einfluss hatte der Parameter „Brache“. Der Abstand zum Rand sowie der Faktor „Anbau“ war im Jahr 2002 nicht signifikant. Der Boden übte 2002 einen insgesamt starken Einfluss aus. Im Jahr 2003 erklärten drei Parameter 38,2 % der Artenverteilung. Während der außerordentlichen Trockenheit 2003 war der Humusgehalt der Bodenoberfläche der wichtigste Parameter. Der Grund könnte sein, dass in Böden mit hohem organischem Material eine höhere Feuchte bestand als in sandigeren Böden, so dass die Feuchte in dem trockenen Jahr zu einer stärkeren Differenzierung in der Verteilung der Laufkäfer beitrug als in den Vorjahren.

Tab. 11: Einfluss der Umweltparameter auf die räumliche Verteilung der Lauf- und Kurzflügelkäfer in den Jahren 2001 bis 2003, berechnet mit der CCA. *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$.

Parameter		Erklärung [%]	p	F-Wert
<u>Carabidae</u>				
2001		Gesamt: 36,5		
1	Sand [%]	6,2	*	2,60
2	Abstand [m]	4,9	*	2,06
2002		Gesamt: 84,6		
1	Brache [ja/nein]	36,6	**	16,66
2	C _{org} [%]	1,6	**	7,56
3	Raps [ja/nein]	9,7	**	4,71
4	Sand [%]	6,8	**	3,31
5	pH	4,6	**	2,25
2003		Gesamt: 38,2		
1	C _{org} [%]	8,7	*	3,72
2	Anbau [Konv./Ökol.]	8,0	**	3,49
3	Abstand [m]	4,9	*	2,67
<u>Staphylinidae</u>				
2001		Gesamt: 57,5		
1	C _{org} [%]	15,7	**	5,67
2	Abstand [m]	8,5	**	3,12
3	Sand [%]	5,5	*	2,01
4	pH	4,8	*	1,78
5	Raps [ja/nein]	7,4	**	2,75
6	Artenzahlen Wildkraut [n]	4,5	*	1,70
2002		Gesamt: 62,9		
1	Anbau [Konv./Ökol.]	17,2	**	7,24
2	Raps [ja/nein]	12,2	**	5,28
3	C _{org} [%]	10,0	**	4,34
4	Abstand [m]	4,9	*	2,17
5	Wildkraut [Kategorie]	5,0	**	2,24
2003		Gesamt: 44,6		
1	Anbau [Konv./Ökol.]	8,0	**	2,90
2	C _{org} [%]	7,9	*	2,90
3	Sand [%]	5,5	*	2,04
4	Abstand [m]	5,1	*	1,88

Während im ersten Jahr noch sechs Einflussfaktoren die Verteilung der Staphyliniden beeinflussten, verringerte sich die Anzahl in den folgenden Jahren (Tab. 11). Im Jahr 2001 erklärten die sechs Parameter insgesamt 57,5 % der Kurzflügelkäfer-Verteilung. Der „Humusgehalt“ war am wichtigsten, gefolgt vom „Abstand“. Mit „Sandgehalt“ und „pH-Wert“ waren noch zwei weitere Bodeneigenschaften signifikant, so dass insgesamt

der Boden den höchsten Einfluss auf die Verteilung der Kurzflügelkäfer-Arten hatte. Die Anbaufrucht „Raps“ war dagegen von geringer Bedeutung. Im ersten Jahr der Umstellung 2002 wurden durch die untersuchten Parameter 62,9 % der Verteilung der Kurzflügelkäfer erklärt. Den größten Einfluss übten danach die Betriebsweise und der Anteil an „Raps“ aus. Während 2001 die „Artenzahl der Wildkräuter“ die Artenverteilung beeinflusste, war es 2002 der Faktor „Wildkraut-Kategorie“. Die Parameter „C_{org}“ und „Abstand“ waren erneut signifikant, hatten im Vergleich zu 2001 aber im Erklärungswert abgenommen. Im Jahr 2003 wurden nur noch 44,6 % der Kurzflügelkäfer-Verteilung durch die abiotischen und biotischen Faktoren erklärt. Erneut war der Faktor „Anbau“ am bedeutsamsten. Humus- und Sandgehalt repräsentierten nur eine geringe Bedeutung des Bodens für die Artenverteilung. Der Abstand war auch im dritten Jahr signifikant wichtig für die Kurzflügelkäfer.

Insgesamt zeigt die CCA, dass einige abiotische und biotische Parameter die Verteilung der Staphyliniden über die drei Jahre beständiger beeinflussten als bei den Laufkäfern. Die Faktoren „C_{org}“ und „Abstand“ hatten in allen drei Jahren einen nachweisbaren Einfluss, bei den Laufkäfer aber nur in zwei von drei Jahren. Für die Staphyliniden war die Verunkrautung der Flächen im dritten Jahr ohne nachweisbare Bedeutung, was daran gelegen haben kann, dass 2003 die Unterschiede in der Verunkrautung zwischen den konventionellen und umgestellten Feldern kaum mehr vorhanden waren. Die Reaktion auf den Bewirtschaftungswechsel erfolgte bei den Staphyliniden unmittelbar, während die Carabiden erst im zweiten Jahr nach der Umstellung eine signifikante Reaktion auf den Anbau erkennen ließen.

Auch für die Kurzflügelkäfer galt, dass der Boden in Form der Parameter Sandgehalt, Humusgehalt und pH-Wert, einen großen und stetigen Einfluss auf die Artenverteilung hatte. Der Humusgehalt war für beide Käferfamilien die beständigste Steuerungsgröße. In fünf von sechs Fällen hatte der Humusgehalt einen Erklärungsanteil zwischen 16,0 % und 7,9 %.

Für die untersuchten Käfer-Familien war der Abstand zum Feldrand ein weiteres wichtiges Kriterium. Bei den vorwiegend laufenden Carabiden war eine signifikante Wirkung dieses Faktors zu erwarten. Überraschend war hingegen, dass auch die vorzugsweise fliegenden Staphyliniden signifikant auf den Abstand zum Feldrand reagierten.

4.4.2 Auswirkung der Umwelteinflüsse

Die Artenzahl der Carabiden war negativ mit der Zunahme der Entfernung zwischen einer Bodenfalle und dem Feldrand korreliert. Positiv auf die Artenzahl wirkte sich der Anstieg des Humusgehalts aus, während die sandigen Flächen weniger Arten aufwiesen. Außerdem stiegen mit zunehmendem pH-Wert Artenvielfalt und Evenness der Laufkäfer an. Abstand und C_{org}-Gehalt hatten den stärksten Einfluss auf die Laufkäfer. Ein wesentlicher Teil der Gesamtindividuenzahl der Laufkäfer bestand aus Tieren von *Pterostichus melanarius*, so dass die Werte in erster Linie die Präferenzen dieser Art widerspiegeln. Dies erklärt auch den positiven Wert für die Beziehung zwischen der Individuenzahl und dem Abstand zum Feldrand (Tab. 12).

Die Staphyliniden wurden wenig durch die geprüften Parameter beeinflusst. Die Artenzahl und -vielfalt nahm bei sinkendem pH-Wert und steigendem Humusgehalt zu. Die Artenzahl der Staphyliniden war wie die der Carabiden signifikant negativ durch zunehmenden Randabstand beeinflusst. Die Individuenzahl nahm mit steigender Entfernung nicht zu.

Bei beiden Käferfamilien war die Artenzahl insgesamt mit dem Abstand zum Feldrand signifikant negativ korreliert. Umgekehrt waren in allen drei Untersuchungsjahren hohe Individuenzahlen mit dem Abstand zum Feldrand positiv korreliert, nur im niederschlagsreichen Jahr 2002 traf dies für die Staphyliniden nicht zu. Hohe Werte der Artenvielfalt und Evenness wurden bei den Carabiden in allen Jahren auf den naturnahen Flächen festgestellt, während für die Artenvielfalt und Evenness der Staphyliniden kein Unterschied zwischen den naturnahen Flächen und dem Acker bestimmt wurde.

Tab. 12: Z-Werte der Spearman-Rang-Korrelation für die Lauf- und Kurzflügelkäfer zwischen 2001 und 2003 und des Mann-Whitney-U-Tests für den Vergleich Acker und naturnahe Flächen. A: Acker, nnF: Naturnahe Flächen.

	Sand [%]	Corg [%]	pH	Abstand [m]	Verbrei- tung	2001	2002	2003
<u>Carabidae</u>								
Arten	n.s.	0.29	n.s.	-0.44	nnF	-5.35	-2.97	-3.99
Individuen	0.25	-0.45	-0.28	0.47	A	4.78	6.13	4.47
Diversität	-0.20	0.52	0.42	0.62	nnF	-7.25	-5.94	-5.69
Evenness	-0.24	0.50	0.46	-0.58	nnF	-6.73	-5.57	-5.16
<u>Staphylinidae</u>								
Arten	n.s.	0.24	-0.21	-0.45	nnF	-2.97	-3.76	-4.76
Individuen	0.07	-0.29	-0.18	n.s.	A	3.00	n.s.	2.13
Diversität	n.s.	0.16	-0.23	-0.16		n.s.	n.s.	-2.19
Evenness	n.s.	n.s.	-0.15	n.s.		n.s.	n.s.	n.s.

4.5 Einfluss des Entfernungsgradienten auf Artenzahl und -vielfalt

4.5.1 Auswirkung der Randentfernung auf die Laufkäfer

Für das Jahr 2001 war vom Feldrand zum Ackerzentrum eine abnehmende Tendenz der Artenzahl festzustellen. Statistisch gesichert war aber nur der Unterschied zwischen den Standorten der naturnahen Flächen (< 0 m) mit 22,0 Arten/Fälle und dem Ackerbereich insgesamt, wo zwischen 14,5 und 17,0 Arten/Fälle ermittelt wurden (Abb. 18).

Auch nach der Umstellung der nördlichen Felder im Jahr 2002 waren die naturnahen Flächen mit 21,0 Arten/Fälle am artenreichsten. Der Unterschied zu den randnahen Standorten bis 30 Meter Abstand vom Feldrand war nicht signifikant. Die beiden folgenden Entfernungs-Klassen 60 m und 120 m waren von der randnahen Klasse nicht zu trennen, wohl hingegen von den naturnahen Flächen. Die Klasse 240 m mit den wenigsten Arten unterschied sich nicht von den Nachbarklassen 60 m und 120 m. Insgesamt bildete sich im Jahr 2002 eine gestufte Abnahme der Laufkäfer-Artenzahl mit zunehmender Feldtiefe heraus. Bei drei von vier Klassen mit Feldstandorten übertraf der Median der Artenzahl die Werte von 2001.

Im Jahr 2003 bildeten die fünf Entfernungsklassen drei Gruppen. Die naturnahen Flächen mit 18,0 Arten/Fälle unterschieden sich von den Klassen 60 m bis 240 m, wo nur 13,0 bis 15,0 Arten/Fälle vorkamen. Die 30 m-Klasse bildete den Übergang zwischen den naturnahen Flächen und dem zentralen Acker. Im Vergleich zu 2001 ging 2003 die Artenzahl in allen vier Entfernungsklassen des Ackers zurück.

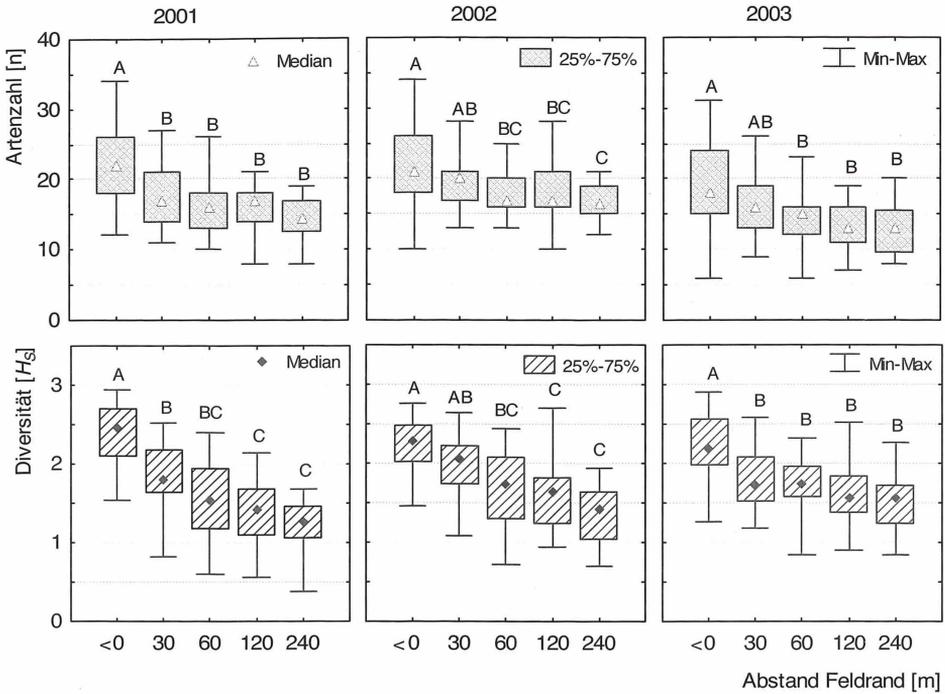


Abb. 18: Mittlere Artenzahlen (oben) und -diversitäten (unten) der Laufkäfer in 5 Entfernungsklassen. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede, $p < 0,001$; Kruskal-Wallis-Median-Test.

Bei der Artendiversität trat der Gradient vom Feldrand zur Feldmitte noch deutlicher in Erscheinung als bei der Artenzahl (Abb. 18). Insgesamt ging die Artenvielfalt der Laufkäfer 2001 mit zunehmender Entfernung zum Feldrand zurück. Der H_5 -Index verringerte sich von 2,46 innerhalb der naturnahen Flächen bis auf 1,25 in der 240 m-Klasse.

Auch 2002 ging die Artenvielfalt der Carabiden mit steigender Feldtiefe zurück. Die Klassen < 0 m und 30 m waren anders als im Vorjahr nicht zu unterscheiden. Erst zwischen der 60 m- und der < 0 m-Klasse war ein statistisch gesicherter Rückgang belegbar. Die Standorte der Entfernungsklassen 60 m, 120 m und 240 m waren trotz weiterer schrittweiser Abnahme der Artenvielfalt nicht unterscheidbar. Im Vergleich zu 2001 hatte sich die Artenvielfalt an den Standorten der naturnahen Flächen leicht verringert, während auf dem gesamten Acker die Artenvielfalt zugenommen hat.

Im Jahr 2003 war die Artenvielfalt in den naturnahen Flächen wie in den Vorjahren am höchsten. Die in vier Entfernungsklassen eingeteilten Standorte der Ackerfläche wiesen im Mittel eine statistisch gesicherte geringere Artenvielfalt auf. Innerhalb der Felder war, anders als in den Jahren zuvor, keine weitere Differenzierung mehr möglich, obgleich sich auch 2003 mit zunehmender Entfernung zum Feldrand eine Abnahme der Artenvielfalt andeutete.

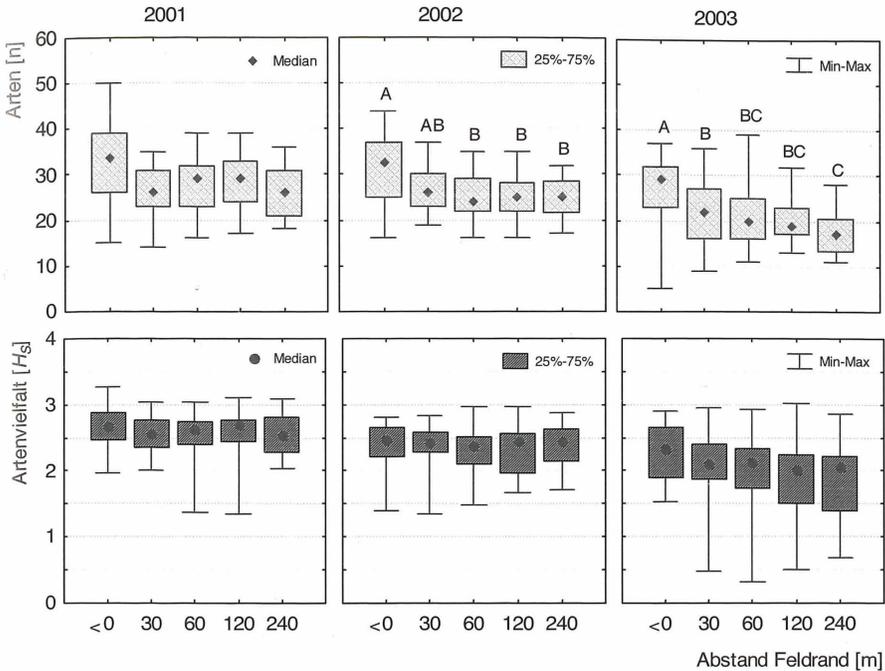


Abb. 19: Mittlere Artenzahlen (oben) und -diversitäten (unten) der Kurzflügelkäfer in 5 Entfernungsklassen. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede, $p < 0,001$; Kruskal-Wallis-Median-Test.

4.5.2 Auswirkung der Randentfernung auf die Kurzflügelkäfer

Im ersten Untersuchungsjahr 2001 kamen die meisten Arten in den naturnahen Flächen vor. Allerdings war der Unterschied zu den Acker-Standorten wegen der großen Schwankungsbreite nicht gesichert (Abb. 19). Im Jahr 2002 variierte die Artenzahl in den naturnahen Standorten erneut stark, war aber signifikant von den Ackerbereichen unterschieden. Auch im Jahr 2003 ging die Artenzahl mit fortschreitendem Randabstand signifikant zurück. Bereits an den Standorten der 30 m-Klasse kam es zu einem deutlichen Rückgang auf 22,0 Arten/Fälle. An den entfernten Feld-Standorten verringerte sich die Artenzahl weiter und erreichte mit 17,0 Arten/Fälle in der 240 m-Klasse ihren geringsten Wert.

Die Artendiversität der Kurzflügelkäfer unterschied sich weder zwischen den naturnahen Flächen und dem Acker noch zwischen den verschiedenen Entfernungsklassen der Felder. Dies galt für alle drei Jahre (Abb. 19).

Im Gegensatz zu den Artenzahlen war die Aktivitätsdichte der Kurzflügelkäfer außerhalb der Ackernutzung im Jahr 2001 signifikant geringer als auf den Äckern (Abb. 20). Im Jahr 2002 waren dagegen an einigen Standorten der naturnahen Flächen und im randnahen Bereich des Ackers außerordentlich viele Käfer erfasst worden. Aber weder 2002 noch 2003 ließen sich Unterschiede zwischen den Aktivitätsdichten außerhalb und innerhalb der Äcker nachweisen.

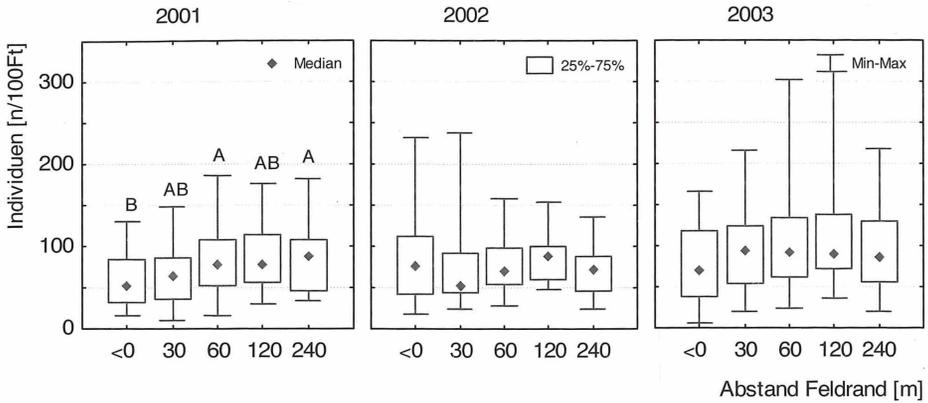


Abb. 20: Aktivitätsdichten der Kurzflügelkäfer in 5 Entfernungsklassen. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede, $p < 0,001$; Kruskal-Wallis-Median-Test.

4.6 Einfluss der Bewirtschaftungsform

Die unterschiedlichen Anbauweisen wirkten sich auf die Artenzahl und die Evenness der Laufkäfer aus. Die Evenness wurde durch die Bewirtschaftungsform stärker beeinflusst als durch die Jahre, die Artenzahl mehr durch die verschiedenen Jahre als durch die Bewirtschaftungsform. Die Individuenzahl und die Diversität wurden entweder nur durch die verschiedenen Jahre oder nur durch die Anbauweise beeinflusst. (Tab. 13).

Die Aktivitätsdichten und Artenzahlen des Jahres 2002 übertrafen deutlich die Werte von 2001 und 2003. Während 2002 im Bereich der ökologisch bewirtschafteten Felder die meisten Individuen erfasst wurden, konnten auf den konventionellen Äckern mehr Arten nachgewiesen werden. 2003 unterschied sich die Menge an Laufkäfern zwischen den Anbauweisen nicht. Im Vergleich zum Vorjahr hatte sich die Individuenmenge auf den ökologischen Flächen fast halbiert. Die Artenzahlen auf den konventionell bewirtschafteten Äckern übertrafen jeweils die der ökologisch bewirtschafteten Felder desselben Jahres. Von 2002 auf 2003 nahm die Artenzahl, unabhängig von der Anbauweise, um ca. vier Arten ab. Die Artendiversität und Evenness waren 2002 und 2003 auf den konventionellen Schlägen höher als auf den ökologischen Schlägen. 2003 war für beide Anbauweisen trotz Abnahme der Artenzahlen kein Rückgang der Diversität oder Evenness festzustellen.

Bei den Staphyliniden wirkte sich die Anbauweise auf die Individuenmengen, Diversität und Evenness, aber nicht auf die Artenzahl aus. Auf die Individuenmenge und die Diversität war der Einfluss der Jahre stärker als durch die Anbauweise, bei der Evenness war das Verhältnis umgekehrt. Der Einfluss der beiden Faktoren wies geringere Unterschiede als für die Laufkäfer auf, da die F-Werte näher beieinander lagen (Tab. 13). Während sich bei den Laufkäfern die Individuenzahlen von 2002 auf 2003 nahezu halbierten, verdoppelte sich die Menge der Kurzflügelkäfer. Auf den konventionellen Flächen konnten in beiden Jahren mehr Tiere nachgewiesen werden. Die Artenzahl nahm von 2002 zu 2003 ab. Diversität und Evenness waren auf den ökologischen Feldern jeweils höher als auf den konventionellen. Im Jahr 2003 waren Artenvielfalt und die Evenness der Kurzflügelkäfer geringer als 2002, wobei dieser Rückgang auf den konventionellen

Feldern stärker ausfiel. Auf den ökologischen Feldern gingen die Werte 2003 auf das Niveau der konventionellen Felder 2002 zurück. Die konventionellen Flächen hatten 2003 die signifikant niedrigsten Werte.

Tab. 13: Aktivitätsdichten, Artenzahlen und Diversitätswerte bei konventionellem und ökologischem Anbau. Ergebnisse der MANOVA exklusive 2001; Verschiedene Buchstaben markieren signifikante Unterschiede, ***: $p < 0,001$; F: F-Werte.

Jahr	2001		2002		2003		F	F
	konv.	konv.	ökol.	konv.	ökol.	Jahr	Anbauw.	
Standorte [n]	133	95	45	88	51			
<u>Carabidae</u>								
Individuen [Ind./100Ft]	74.6	^B 104.6	^A 120.5	^C 79.2	^C 66.4	*** 50.7	0.1	
Arten [n/Falle]	16.0	^A 18.8	^B 17.1	^C 14.9	^D 13.1	*** 87.2	*** 17.3	
Diversität [HS]	1.501	^A 1.678	^B 1.411	^A 1.803	^B 1.473	1.0	*** 48.6	
Evenness	0.543	^B 0.607	^C 0.499	^A 0.674	^B 0.579	*** 21.2	*** 40.1	
<u>Staphylinidae</u>								
Individuen [Ind./100Ft]	81.3	^B 88.9	^C 52.2	^A 105.1	^{AB} 96.7	*** 28.7	*** 17.8	
Arten [n/Falle]	27.5	^A 26.3	^B 24.1	^C 19.7	^B 22.1	*** 40.3	1.1	
Diversität [HS]	2.552	^B 2.290	^A 2.470	^C 1.807	^B 2.212	*** 46.6	*** 29.0	
Evenness	0.775	^B 0.704	^A 0.779	^C 0.607	^B 0.724	*** 24.4	*** 39.4	

4.7 Die Käfergemeinschaften

4.7.1 Laufkäfer-Gemeinschaften und Indikatorarten

Untersuchungsjahr 2001

Unter konventionellen Anbaubedingungen wurden im Jahr 2001 mit der Average-Cluster-Analyse der Dominantenidentitäten acht Laufkäfer-Gemeinschaften unterschieden (Tab. 14). Von acht Gemeinschaften lagen vier auf dem Acker und vier am Ackerrand oder außerhalb der Felder (Abb. 21). Die größte Acker-Gemeinschaft „Zentrum“ wurde durch die extreme Eudominanz von *Pterostichus melanarius* geprägt, der hier mit $70,1 \pm 11,3$ % vorherrschte. In den drei anderen Gemeinschaften der Äcker (Mühlenschlag, Seekamp, Koppelbusch) erreichte die Art Häufigkeiten zwischen 32,1 % und 54,0 %. *P. melanarius* trat in den vier Gemeinschaften sowie in den Randbereichen mit einer Stetigkeit von 100 % auf, nur in der Gemeinschaft „Stilllegung“ wurde die Art nicht an allen 15 Standorten erfasst. Dominant häufig waren in der Gemeinschaft „Zentrum“ nur *Trechus quadristriatus* und *Bembidion tetracolum*.

Trechus quadristriatus kam auch in den anderen Gemeinschaften der Äcker und der Ackerränder, „Feldrand“ und „Stilllegung“, dominant vor. In der Gemeinschaft „Seekamp“ war die Art mit $39,2 \pm 5,9$ % sogar zahlreicher als *P. melanarius* (Tab. 14). *Bembidion tetracolum* erreichte im Süden der Hoffläche (Koppelbusch, Seekamp und Mühlenschlag) und in den Gemeinschaften „Feldrand“ und „Stilllegung“ Stetigkeiten von 58 % bis 100 %. Diese drei Arten herrschten 2001 auf den Ackerflächen vor. Sie machten zusammen 57,1 % bis 83,1 % der Laufkäferfauna in den vier Acker-Synusien aus. Auch in den Gesellschaften des Randbereichs „Stilllegung“ und „Feldrand“ lag ihr Anteil zwischen 39,1 % und 46,8 %.

Tab. 14: Kenngrößen der Laufkäfer-Gemeinschaften im Jahr 2001 aufgrund der Average-Cluster-Analyse. TGI: Trockenes Grünland, NGI: Nasses Grünland. Signifikante Unterschiede sind durch unterschiedliche Hochzahlen markiert. Werte ohne Hochzahl unter-

Gemeinschaft Fallen [n]	Zentrum		Mühlenschl.		Feldrand		Seekamp	
	71		26		14		9	
	M	Sa	M	Sa	M	Sa	M	Sa
Individuen [n/100Ft]	¹ 85.5	35.9	¹ 78.9	25.8	³ 37.4	20.3	^{1,2} 76.9	18.5
Arten [n]	¹ 14.9	3.1 ^{2,3}	18.4	3.4	^{1,2} 14.7	2.7	15.8	2.9
Diversität [HS]	¹ 1.21	0.35	² 1.63	0.22	^{2,3,4} 2.10	0.16	1.58	0.14
Evenness	¹ 0.45	0.12 ^{1,2}	0.56	0.07	³ 0.79	0.06	0.58	0.06
Abstand [m]	¹ 87.9	61.3 ^{1,2}	66.2	43.8	41.6	25.2	^{1,2} 69.3	39.7
C _{org} [%]	^{1,2} 3.6	0.9	^{1,2} 4.1	2.8	¹ 3.6	0.6	^{1,2} 3.4	0.5
pH	¹ 6.1	0.5	6.4	0.5	6.6	0.7	² 6.7	0.3
Sandgehalt [%]	¹ 62.9	8.9	¹ 63.6	6.9	61.6	6.6	63.6	7.0
Wildkraut [Klasse]	^{1,2} 4.2	1.0	^{1,2} 4.7	0.9	^{1,2,3} 4.2	1.0	¹ 5.0	0.0
	D	S	D	S	D	S	D	S
<i>B. tetracolum</i>	6.6	92	1.3	58	13.9	100	-	67
<i>P. melanarius</i>	70.1	100	54.0	100	32.4	100	32.1	100
<i>T. quadristriatus</i>	6.5	97	15.4	100	10.8	93	39.2	100
<i>N. brevicollis</i>	-	51	7.7	96	2.7	71	10.9	100
<i>N. biguttatus</i>	-	49	2.0	58	6.8	79	5.8	89
<i>C. nemoralis</i>	-	54	-	73	4.6	86	1.4	56
<i>C. granulatus</i>	-	52	-	19	2.9	86	-	56
<i>P. strenuus</i>	-	13	-	50	-	43	-	22
<i>A. parallelepipedus</i>	-	6	-	4
<i>O. rufibarbis</i>	-	4	-	8	.	.	-	44
<i>P. versicolor</i>	-	44	-	54	1.2	43	.	.
<i>L. assimilis</i>	-	44	-	62	1.4	43	-	33
<i>P. nigrita</i>	-	10	-	12	-	14	-	33
<i>A. viduum</i>	-	1	-	4	.	.	-	22
<i>P. anthracinus</i>	-	1	-	15	.	.	-	44
<i>H. latus</i>	-	1	-	8
<i>A. communis</i>	.	.	-	4
<i>T. obtusus</i>
<i>B. guttula</i>	-	6	-	15
<i>P. vernalis</i>	-	7	-	12	-	21	.	.
<i>B. biguttatum</i>
<i>A. similata</i>	1.2	58	-	19	2.1	36	-	11
<i>C. cinctus</i>	-	51	-	62	-	36	-	44
<i>P. cupreus</i>	-	65	-	58	-	7	-	11
<i>A. dorsalis</i>	2.2	87	4.0	92	4.4	86	1.2	89
<i>L. pilicornis</i>	2.2	89	2.2	100	4.1	93	-	78
<i>A. muelleri</i>	1.1	72	-	69	3.1	71	1.0	78
<i>C. fossor</i>	-	70	1.2	69	1.6	64	-	44
<i>H. rufipes</i>	-	51	1.0	85	-	29	-	56
<i>H. affinis</i>	1.0	63	1.3	69	-	29	-	11
<i>P. niger</i>	-	44	-	81	1.4	43	-	44

scheiden sich nicht von den Werten anderer Gruppen. Kruskal-Wallis-Median-Test ($p < 0,05$). M: Mittelwert; Sa: Standardabweichung; D: Dominanz [%], -: < 1%; S: Stetigkeit [%]; .: nicht erfasst.

Koppelb.		Stilllegung		TGI		NGI	
9		15		5		10	
M	Sa	M	Sa	M	Sa	M	Sa
67.8	18.4	³ 34.6	9.2	^{2,3} 31.0	11.9	^{2,3} 42.0	23.7
³ 22.0	3.8	^{2,3} 20.0	4.9	^{2,3} 20.8	2.7	^{2,3} 22.4	7.3
^{2,3,4} 2.10	0.34	⁴ 2.40	0.27	^{2,3,4} 2.59	0.22	⁴ 2.45	0.41
^{2,3} 0.68	0.08	³ 0.79	0.06	³ 0.85	0.04	³ 0.8	0.09
^{2,3} 15.3	17.7	³ 12.1	17.9	³ 0.0	0.0	³ 0.0	0.0
³ 13.4	13.3	^{2,3} 5.9	4.4	^{2,3} 8,0	9.6	³ 20.7	16.6
6.8	0.7	6.2	0.8	6.8	1.0	6.5	0.6
50.6	11.8	59.9	10.4	49.9	25.3	² 44.9	14.2
^{2,3,4} 2.6	1.9	^{3,4} 2.1	1.6	^{3,4} 1.0	0.0	⁴ 1.0	0.0
D	S	D	S	D	S	D	S
9.5	100	23.6	100	1.2	60	1.1	40
24.1	100	11.4	93	16.3	100	4.3	80
5.4	100	11.9	87	3.0	80	2.9	70
30.1	100	3.2	93	1.9	20	6.6	90
1.9	78	-	47	.	.	5.8	40
-	56	6.8	87	8.5	100	-	40
-	44	5.5	73	5.7	100	4.9	70
1.1	78	3.9	93	9.4	100	5.1	80
-	11	.	.	6.4	60	.	.
-	11	-	20	5.8	80	1.1	50
1.1	67	1.5	67	5.1	60	1.7	20
3.0	44	1.1	67	2.6	60	7.9	70
1.0	33	-	33	-	40	7.7	90
-	22	-	13	.	.	7.4	70
-	11	-	7	-	20	5.7	80
.	.	-	7	4.2	60	.	.
.	.	-	27	2.8	60	-	20
.	.	.	.	2.6	60	-	30
-	22	-	20	2.4	60	2.3	60
-	33	-	27	1.0	60	1.3	30
-	22	-	13	-	20	3.7	60
-	22	4.2	47	-	40	.	.
-	33	2.1	33
2.2	67	-	60	.	.	-	10
3.1	78	3.7	87	1.3	40	-	30
2.0	100	3.4	87	-	80	1.0	60
1.8	78	2.1	73	-	20	-	20
2.7	89	1.6	60	-	40	2.8	90
-	56	1.0	47	.	.	-	60
-	56	-	33	-	20	.	.
1.6	89	1.3	53	1.5	80	2.5	50

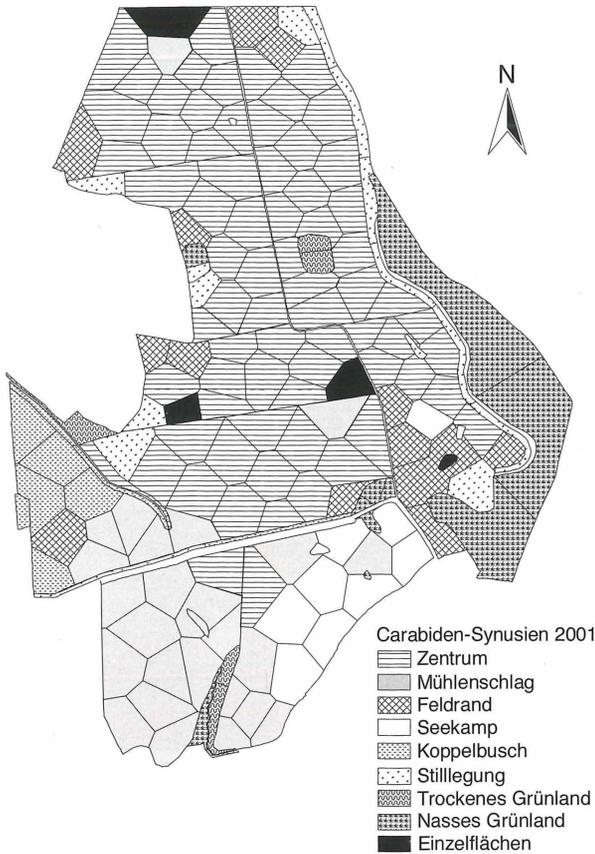


Abb. 21: Räumliche Verteilung der Laufkäfer-Gemeinschaften des Jahres 2001.

Vier Laufkäfer-Arten traten sowohl in den vier Gemeinschaften der Äcker als auch in den Gemeinschaften der naturnahen Flächen „Stilllegung“ und „Trockenes Grünland“ eudominant bis rezedent auf. Von ihnen haben *Nebria brevicollis* und *Carabus granulatus* einen Verbreitungsschwerpunkt im frischen bis nassen Grünland, *Carabus nemoralis* und *Notiophilus biguttatus* in trockenen, lichten Wäldern (IRMLER & GÜRLICH 2004). *Nebria brevicollis* war die häufigste der vier Arten, am weitesten verbreitet und erreichte eine Stetigkeit von mindestens 90 %. *Carabus nemoralis* und *Carabus granulatus* traten in den Gemeinschaften „Stilllegung“ und „Trockenes Grünland“ dominant und mit hoher Stetigkeit auf. Sie waren auch in den Acker-Gemeinschaften sehr stetig, aber nur in der Gemeinschaft „Feldrand“ häufig. Der feuchtigkeitsliebende *C. granulatus* kam auch in der Gemeinschaft „Nasses Grünland“ mit hoher Stetigkeit vor.

14 Laufkäfer-Arten hatten ihren Verbreitungsschwerpunkt im ersten Untersuchungsjahr in den beiden Grünland-Gemeinschaften (Tab. 14). In der Gemeinschaft „Trockenes Grünland“ dominierte zwar die typische Art der Äcker, *P. melanarius*, aber auch *Abax parallelepipedus*, der sandige Wälder bevorzugt, und *Ophonus rufibarbis* sowie *Poecilus versicolor*, die beide auf kleinräumig sandigen Äckern und Grünland am häufigsten sind (IRMLER & GÜRLICH 2004). In dieser Gemeinschaft mit nur fünf Standorten waren Arten

rezedent, die wie *Harpalus latus*, *Amara communis* oder *Bembidion guttula* aus dem Grünland mit mineralischen oder anmoorigen Böden kamen. In der Gemeinschaft „Nasses Grünland“ waren außer den sieben Standorten der feuchten Brachen wie der Duvensee-bach-Niederung auch drei Standorte der baumbestandenen Sölle enthalten. Subdominant waren hier *Agonum viduum* und *Pterostichus nigrita*, die als „Arten feuchter Standorte auf Torfböden“ und *Limodromus assimilis*, die als „Art feuchter Erlenwälder“ bezeichnet werden (IRMLER & GÜRLICH 2004). Mit *Pterostichus anthracinus* kam hier ein gefährdeter Laufkäfer der Auwälder und Uferzonen subdominant vor. Unter den 11 Laufkäfer-Arten, die auf Äckern nur rezedent waren, wurden die drei Arten *Anchomenus dorsalis*, *Loricera pilicornis* und *Agonum muelleri* festgestellt.

Vergleicht man die acht unterschiedenen Gemeinschaften der Laufkäfer des Jahres 2001 hinsichtlich der Eigenschaften ihrer Standorte, so bilden die drei Gemeinschaften „Zentrum“, „Seekamp“ und „Mühlenschlag“, eine Gruppe hoher Ähnlichkeit. Sie zeichnen sich durch geringen C_{org} -Gehalt und hohen Sandgehalt des Bodens, durch geringen Wildkrautbestand und durch weite Entfernung zum Ackerrand aus. Die Gemeinschaft „Zentrum“ wies im Mittel den niedrigsten pH-Wert des Bodens auf. Die Gemeinschaften „Mühlenschlag“ und „Feldrand“ zeichneten sich durch etwas größere Nähe der Bodenfallen zum Feldrand aus, worauf die größere Artenvielfalt und Anzahl dominanter und subdominanter Arten zurückzuführen ist. Die Gemeinschaften „Stilllegung“, „Trockenes Grünland“ und „Nasses Grünland“ waren durch einen geringen Abstand vom Feldrand, durch hohen Humusgehalt oder durch ihre Lage außerhalb des Ackers von den drei Acker-Gemeinschaften verschieden. Die Gemeinschaften „Nasses Grünland“ und „Koppelbusch“ hatten im Vergleich zu allen übrigen Gemeinschaften humusreichere Böden. Die Böden der Gemeinschaft „Nasses Grünland“ waren im Mittel bereits anmoorig. Das wesentliche Unterscheidungsmerkmal dieser Gemeinschaft zu allen übrigen lag in dem signifikant niedrigen Sand-Gehalt des Bodens. Die Gemeinschaften „Stilllegung“ und „Trockenes Grünland“ ließen sich nicht auf Grund ihrer Standorteigenschaften voneinander trennen. Die Acker-Gemeinschaft „Koppelbusch“ bildete hinsichtlich der Standorteigenschaften eine Gruppe mit den Gemeinschaften auf den naturnahen Flächen, während die Gemeinschaft „Feldrand“ den Acker-Gemeinschaften ähnlicher war als den Gemeinschaften außerhalb des Ackers.

Die Gemeinschaften „Zentrum“, „Mühlenschlag“ und „Seekamp“ zeichneten sich durch hohe Aktivitätsdichten aus, während in den Gemeinschaften „Stilllegung“ und „Trockenes Grünland“ die geringsten Mengen festgestellt wurden. In den Gemeinschaften mit den höchsten Individuenmengen wurden die geringsten Artenzahlen zwischen 15 und 18 Arten/Falle⁻¹ · Jahr⁻¹ gefunden. In der Gemeinschaft „Feldrand“ kamen im Mittel nicht mehr Arten vor als in den eigentlichen Ackerflächen. Die Gemeinschaft „Koppelbusch“ hatte die höchste Artenzahl. Hinsichtlich der Diversität fiel der signifikant niedrigste Wert in der Gemeinschaft „Zentrum“ auf, wo sowohl der Shannon-Weaver-Index mit $1,21 \pm 0,35$ als auch die Evenness mit $0,45 \pm 0,12$ niedriger lagen als in allen übrigen Gemeinschaften.

Ähnlich wie mit der Average-Cluster-Analyse wurden auch durch die TWINSPAN-Analyse die Standorte der Nutzfläche und des Grünlandes bzw. der Gehölze getrennt (Abb. 22). Trotz großer Ähnlichkeit ergab die TWINSPAN-Analyse eine etwas andere Aufteilung der Standorte als die Average-Cluster-Analyse. Als Indikatorarten für alle Ackerstandorte traten *P. melanarius*, *A. dorsalis* und *T. quadristriatus*, für das Cluster der naturnahen Flächen *A. viduum*, *P. anthracinus* und *P. nigrita* auf.

"Acker"

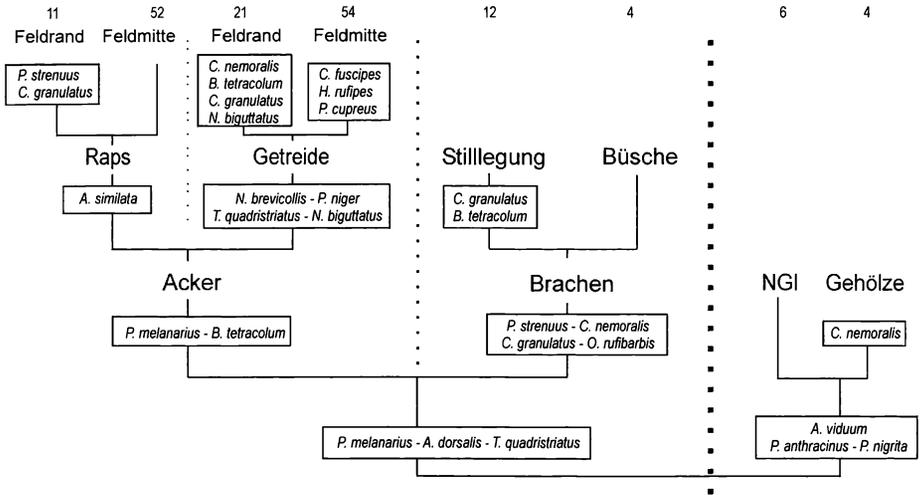
Naturnahe
Flächen

Abb. 22: Gruppierung und Indikatorarten der Laufkäfer nach der TWINSpan-Analyse mit Anzahl der Standorte/Gruppe für das Jahr 2001; NGI: Nasses Grünland.

Im nächsten Schritt trennte die TWINSpan-Analyse die Standorte in den ackerbaulich genutzten und den ungenutzten Bereich auf, zu dem auch die eingesäten Stilllegungsstreifen gehören. Die Gemeinschaft „Acker“ war signifikant von den naturnahen Flächen durch den hohen Randabstand, den geringen Humus- und höheren Sandgehalt sowie den geringen Bewuchs mit Wildkräutern charakterisiert (Tab. 15). Sie war deutlich individuenreicher, hatte aber mit 16 Arten/Fälle im Mittel die geringste Artenzahl. Daraus ergab sich die niedrigste Artenvielfalt innerhalb dieser vier Gemeinschaften von 1,54. Indikatorarten für die genutzten Ackerflächen waren *P. melanarius* und *B. tetracolum*. Im nächsten Schritt wurden überwiegend Bodenfallen, die in den Rapsfeldern standen, von denen der Getreidefelder getrennt. Die Gruppe „Raps“ wies niedrigere Diversitäts- und Evenness-Werte auf als die Gruppe „Getreide“. In den von Raps dominierten Standorten wurde *Amara similata*, in den Getreidefeldern *N. brevicollis*, *P. niger*, *T. quadristriatus* und *N. biguttatus* als Indikatorarten festgestellt. Innerhalb der Gruppen „Getreide“ und „Raps“ wurden jeweils Standorte der Feldmitte und Standorte des Feldrandes unterschieden. Innerhalb der Gruppe „Getreide“ waren „Feldmitte“ und „Feldrand“ durch höhere Individuenzahlen unterschieden (Abb. 23).

Im „Raps“ war die Artenvielfalt in den Randbereichen mit einem H_5 -Wert von 1,96 signifikant höher als in der Feldmitte mit 1,20. An den Feldrändern traten als Indikatoren neben *B. tetracolum* auch Arten der Wälder und des Grünlands auf, wie *C. granulatus*, *P. strenuus*, *C. nemoralis*, *N. biguttatus*. Im Zentrum der Schläge wurden im „Getreide“ die Indikatorarten *Calathus fuscipes*, *Harpalus rufipes* und *Poecilus cupreus* ausgewiesen. In der Gemeinschaft „Brachen“ des Ackerrandbereichs waren *P. strenuus*, *C. nemoralis*, *C. granulatus* und *Ophonus rufibarbis* Indikatorarten. Die nächste Aufteilung führte zu einer Gruppe aus zwölf Brache-Standorten mit den Indikatorarten *C. granulatus*, *B. tetra-*

colum und einer Gruppe aus vier Gehölz-Standorten ohne spezielle Indikatoren. Das Cluster „Naturnahe Flächen“ setzt sich aus Standorten des nassen Grünlandes und aus drei Gehölzstandorten zusammen.

Tab. 15: TWINSPAN-Gruppen 2001 der Laufkäfer mit ihren Kenngrößen; nnF: naturnahe Flächen; NGL: Nasses Grünland“; Signifikante Unterschiede nach Kruskal-Wallis-Median-Test markiert durch unterschiedliche Hochzahlen. M: Mittelwert, Sa: Standardabweichung, Md: Median, Q₂₅, Q₇₅: Quartile.

		Ackerbereich						nnF	
		Acker			Brachen			NGL	Gehölze
		Total	Raps	Ge- treide	Total	Stille- gung	Büsche	Total	Total
Standorte [n]		138	63	75	16	12	4	6	3
Abstand [m]	M	¹ 70.1	75.7	65.3	² 1.4	1.8	0.0	² 0.0	² 0.0
	Sa	54.9	61.2	48.8	5.5	6.4	0.0	0.0	0.0
C _{org} [%]	M	¹ 3.6	3.6	3.6	¹ 3.9	4.9	3.8	² 19.1	42.7
	Sa	2.6	0.8	3.4	7.1	7.2	7.9	15.8	23.6
Sand ges. [%]	M	¹ 62.2	64.4	60.3	^{1,2} 56.1	56.5	54.7	² 39.8	² 50.6
	Sa	8.6	7.6	9.1	17.3	18.6	15.4	11.7	9.3
pH	M	6.2	6.0	6.5	6.5	6.4	6.8	6.8	6.3
	Sa	0.6	0.5	0.6	0.7	0.7	0.8	0.5	0.7
Wildkraut [Klasse]	M	¹ 4.2	4.0	4.2	² 1.2	1.3	1.0	² 1.0	² 1.0
	Sa	1.2	1.1	1.3	0.8	0.9	0.0	0.0	0.0
Ind. [n/100Ft]	Md	¹ 69.3	78.3	66.9	² 31.0	31.3	31.0	² 30.8	^{1,2} 82.5
	Q ₂₅	47.4	52.3	44.2	27.3	27.3	23.2	17.6	25.2
	Q ₇₅	92.1	111.0	85.7	37.8	37.8	45.0	61.3	97.6
Arten [n]	Md	¹ 16.0	16.0	17.0	² 20.5	20.5	20.0	^{1,2} 23.0	² 26.0
	Q ₂₅	13.0	13.0	14.0	17.5	17.5	16.5	13.0	21.0
	Q ₇₅	18.0	18.0	19.0	24.5	25.0	25.0	27.0	34.0
Diversität [H _s]	Md	¹ 1.54	1.28	1.63	² 2.48	2.50	2.48	² 2.46	² 2.61
	Q ₂₅	1.17	1.08	1.39	2.14	2.14	2.11	2.09	2.25
	Q ₇₅	1.80	1.73	1.99	2.67	2.72	2.57	2.73	2.95
Evenness	Md	0.55	0.48	0.58	0.80	0.80	0.80	0.82	0.84
	Q ₂₅	0.44	0.40	0.51	0.75	0.75	0.71	0.76	0.69
	Q ₇₅	0.65	0.63	0.69	0.86	0.88	0.84	0.90	0.86

Untersuchungsjahr 2002

In diesem Jahr mit teilweiser Umstellung im nördlichen Bereich wurden mit der Average-Cluster-Analyse acht Gemeinschaften getrennt (Tab. 16). Vier Gemeinschaften nahmen fast den gesamten Ackerbereich ein und unterschieden sich auf einem Niveau von 41 % von den verbleibenden vier Gemeinschaften (Abb. 24). Die Gemeinschaft „Nasses Grünland“ enthielt ähnlich wie im Vorjahr sieben Standorte des sehr feuchten bis nassen Grünlandes aus der Duvenseebach-Niederung und den staunassen Brachen der Felder Abenrade und Mühlenschlag. Die zweite Gemeinschaft bestand aus den Gehölzen der Sölle und Knicks, die beiden letzten aus randnahen Bodenfallen der Äcker.

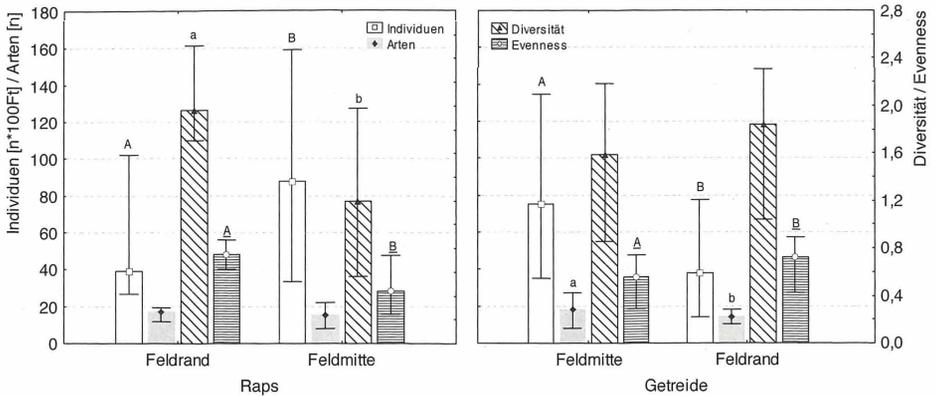


Abb. 23: Mediane der Individuen- und Artenzahl sowie der Artenvielfalt und Evenness von Laufkäfern auf den Flächen von Hof Ritzerau 2001. Ergebnis der TWINSPAN-Gruppen „Raps“ und „Getreide“; Signifikante Unterschiede aus Kruskal-Wallis-Median-Test mit $p < 0,05$, gekennzeichnet mit Buchstaben.

Auch 2002 war *Pterostichus melanarius* der mit Abstand häufigste Laufkäfer und in den sechs Gemeinschaften auf dem Acker eudominant. Nur in der Gemeinschaft „Nasses Grünland“ kam der Käfer nicht an allen Standorten vor. *P. melanarius* dominierte besonders in den Gemeinschaften „Bio“, „Bio-Erbesen“ und „Feldrand“. Allerdings war die Dominanz, vor allem in den beiden großen Feld-Gemeinschaften, anders als im Vorjahr, mit 52,7 % und 53,4 % weniger ausgeprägt. Dafür wurden 2002 mit *Anchomenus dorsalis* und *Agonum muelleri* zwei Arten auf den Äckern häufig, die im Vorjahr zwar hohe Steigtigkeiten aber geringe Mengen erreichten. *A. dorsalis* war in der Gemeinschaft „Acker“, die sich über die beiden Rapsfelder Seekamp und Mühlenschlag sowie eine Vielzahl konventioneller Standorte im Getreide erstreckte, dominant. Auch in der Gemeinschaft „Bio-Erbesen“, die sich aus umgestellten Flächen, Brachen und Knicks zusammensetzte, war die Art dominant. Sie war in den vier Gemeinschaften des Ackers und in der Gemeinschaft „Feldrand“ zu 100 % stetig. *A. muelleri* kam nur in der Gemeinschaft „Bio“ dominant vor. Vier weitere Arten waren 2002 häufig, *Nebria brevicollis* besonders in den Gemeinschaften „Konventionelles Getreide“ und „Gehölze“, *Pterostichus niger*, *Poecilus cupreus* und *Carabus granulatus* im gesamten Ackerbereich.

20 Laufkäfer-Arten traten 2002 in den nicht genutzten Ackerbrachen bzw. im Grünland rezident bis dominant auf. In der Gemeinschaft „Gehölze“ dominierten mit *Limodromus assimilis*, *Pterostichus strenuus*, *P. nigrita*, *C. granulatus* und *Agonum viduum* Arten des nassen Grünlandes. In dieser Gemeinschaft kamen auch die gefährdeten Laufkäfer-Arten *Chlaenius nigricollis* und *Acupalpus exiguus* vor.

Die acht Gemeinschaften ließen sich durch signifikante Unterschiede der Umweltfaktoren charakterisieren. Die Synusien „Acker“, „Konventionelles Getreide“, „Bio“ und „Bio-Erbesen“ bildeten eine homogene Gruppe im Hinblick auf den Abstand zum Feldrand, der zwischen 50 m und 80 m höher war als in den anderen Gemeinschaften. Eine weitere signifikante Unterscheidung ließ sich in dieser Gruppe nicht vornehmen, auch nicht zwischen biologischem und konventionellem Anbau. Die beiden Gemeinschaften „Gehölze“ und „Nasses Grünland“ bildeten hinsichtlich des Feldabstandes ebenfalls

eine homogene Gruppe, die sich außerdem durch hohen C_{org} -Gehalt des Bodens auszeichnete. Die Gemeinschaft „Sandiger Acker“ war durch den hohen Sandgehalt des Bodens signifikant von allen übrigen Gemeinschaften verschieden. Die Evenness war in den naturnahen Habitaten signifikant höher als in den Ackerbereichen. Die Diversität lag in der Gemeinschaft „Gehölze“ über den Werten der Ackergemeinschaften. In der Artenzahl unterschieden sich die Synusien im Jahr 2002 nicht. Wie im Vorjahr waren die Feld-Gemeinschaften signifikant individuenreicher als die Gemeinschaften des Grünlandes, wobei die meisten Individuen in den Gemeinschaften „Acker“ und „Bio“ vorkamen.

Mit der TWINSPAN-Analyse wurden im ersten Teilungsschritt sechs Standorte des „Nassen Grünlands“ (NGI) von den übrigen Standorten abgetrennt. Für das „Nasse Grünland“ war wie im Vorjahr *Agonum viduum* Indikatorart, für die Äcker war dagegen, anders als im Vorjahr, *Agonum muelleri* Indikatorart (Abb. 25). Die als „Acker“ bezeichneten Flächen teilten sich in die Gemeinschaften „Bearbeiteter Acker“ und „Naturnahe Flächen“. Indikatorarten des „Ackers“ waren wie im Vorjahr zusätzlich neben *A. muelleri*, *P. melanarius* sowie *Poecilus cupreus*. In den ungenutzten Flächen waren als Indikatorarten wie im Vorjahr *P. strenuus* und *C. nemoralis* und außerdem *L. assimilis* vorhanden. Die Gemeinschaft „Bearbeiteter Acker“ unterschied sich im mittleren Abstand vom Feldrand, im Humusgehalt und im Wildkrautunterwuchs von den Gemeinschaften der naturnahen Flächen und des Grünlands (Tab. 17). Die Anzahl der Laufkäfer war auf der Anbaufläche mit 99,6 Carabiden/100Ft signifikant höher als auf den ackerbaulich ungenutzten Standorten. Zwar war die Artenzahl in den ungenutzten Feldbereichen mit 22,0 Arten/Falle am höchsten, aber der Unterschied war nicht gesichert. Ebenso waren die Diversität und die Evenness auf den ungenutzten Feldbereichen signifikant höher als auf den Äckern. Das „Nasse Grünland“ wies die wenigsten Arten und Individuen auf und lag hinsichtlich Diversität und Evenness auf dem Niveau der naturnahen Flächen im Ackerrandbereich.

Die „Bearbeiteten Äcker“ ließen sich in die Gruppen „Nord“ und „Süd“ aufteilen, die sich signifikant im pH-Wert und durch den Wildkrautbestand unterschieden. Der höhere Wildkrautbestand in der Gruppe „Nord“ ist auf den überwiegend ökologischen Anbau in den Feldern dieser Gruppe zurückzuführen. Während sich die Artenzahl der Laufkäfer beider Gruppen nicht unterschied, führten die hohen Individuenzahlen in der Gruppe „Nord“ zu niedrigeren Werten für die Diversität und Evenness. In den Flächen „Süd“ traten *A. dorsalis*, *N. brevicollis*, *Amara similata* und *T. quadristriatus* als Indikatorarten auf, von denen *A. dorsalis* und *A. similata* zusammen mit *L. pilicornis* vorwiegend im Raps-Anbau, *N. brevicollis*, *T. quadristriatus*, *B. tetracolum* und *Carabus coriaceus* dagegen hauptsächlich in den Getreidefeldern vorkamen. In der Gruppe „Nord“ erfolgte die Trennung nach den Kriterien Feldrand und Feldmitte. In der Untergruppe „Feldrand“ kamen vorwiegend Arten feuchter Habitate vor. Im Feldzentrum dominierte *P. melanarius* als typische Art der Äcker.

Tab. 16: Kenngrößen der Laufkäfer-Gemeinschaften im Jahr 2002 aufgrund der Average-Cluster-Analyse. NGL: Nasses Grünland. Signifikante Unterschiede sind durch unterschiedliche Hochzahlen markiert. Werte ohne Hochzahl unterscheiden sich nicht von

Gemeinschaft	Acker		Konventio- nelles Getreide		Bio		Bio-Erbsen	
	52		36		35		15	
Fallen [n]	M	Sa	M	Sa	M	Sa	M	Sa
Individuen [n/100Ft]	¹ 112.8	47.3	89.7	40.9	¹ 125.2	61.7	99.8	41.7
Arten [n]	17.9	2.7	19.2	3.6	17.9	3.3	18.4	4.6
Diversität [HS]	¹ 1.61	0.48	1.88	0.40	¹ 1.58	0.47	¹ 1.63	0.55
Evenness	¹ 0.56	0.17	0.64	0.14	¹ 0.54	0.14	¹ 0.56	0.16
Abstand [m]	¹ 77.2	46.5	¹ 50.5	45.7	¹ 69.8	69.4	¹ 77.3	68.6
C _{org} [%]	¹ 3.8	2.0	^{2,1} 4.4	4.3	^{2,1} 4.7	3.0	^{3,2} 4.6	1.9
pH	6.4	0.6	6.4	0.6	¹ 6.0	0.7	¹ 6.0	0.6
Sandgehalt [%]	63.7	6.8	¹ 61.1	9.2	¹ 59.4	9.2	¹ 60.3	7.9
Wildkraut [Klasse]	^{2,3} 3.2	1.5	³ 3.8	1.3	^{2,3} 3.3	1.3	^{2,1} 2.3	1.2
Anbau [0: konv; 1: ökol]	¹ 0.1	0.3	^{2,1} 0.1	0.3	¹ 0.5	0.5	¹ 0.7	0.5
	D	S	D	S	D	S	D	S
<i>B. tetracolum</i>	2.2	90	5.0	94	8.8	100	1.8	93
<i>P. melanarius</i>	50.6	100	40.7	100	52.7	100	53.4	100
<i>A. dorsalis</i>	16.4	100	9.1	100	6.2	100	12.0	100
<i>A. muelleri</i>	6.7	100	6.3	97	12.5	100	2.3	93
<i>N. brevicollis</i>	5.5	94	16.5	100	1.5	83	2.2	80
<i>P. niger</i>	1.5	75	1.5	78	1.0	71	5.9	100
<i>P. cupreus</i>	1.3	85	1.3	83	2.7	91	2.1	87
<i>C. granulatus</i>	2.0	85	2.4	89	4.6	97	1.3	87
<i>L. assimilis</i>	1.1	69	1.6	81	-	37	4.8	27
<i>P. strenuus</i>	-	19	-	14	-	20	-	27
<i>C. nemoralis</i>	-	62	-	64	-	69	-	53
<i>P. anthracinus</i>	-	4	-	11	-	6	-	7
<i>C. coriaceus</i>	-	17	-	36	-	14	-	47
<i>A. viduum</i>	-	4	-	11	-	11	-	13
<i>P. nigrita</i>	-	6	-	8	-	11	-	13
<i>B. guttula</i>	-	6	-	8	-	9	-	7
<i>D. globosus</i>	-	2	-	3	-	3	-	-
<i>A. exiguus</i>	.	.	-	3
<i>C. nigricornis</i>	-	4	-	3	-	9	-	-
<i>P. vernalis</i>	-	12	-	17	-	14	-	20
<i>A. similata</i>	2.2	62	-	53	-	40	-	40
<i>T. quadristriatus</i>	2.3	96	3.5	94	-	77	-	53
<i>N. biguttatus</i>	2.1	79	2.0	75	1.0	69	4.0	93
<i>L. pilicornis</i>	1.7	88	-	78	1.2	89	1.0	73
<i>C. fossor</i>	-	73	1.6	89	1.0	94	-	60
<i>H. rufipes</i>	-	52	1.4	75	-	71	1.3	73
<i>P. versicolor</i>	-	58	-	56	-	43	-	33
<i>H. affinis</i>	-	42	-	47	-	37	-	53
<i>A. binotatus</i>	-	10	-	8	-	20	-	7
<i>A. plebeja</i>	-	13	-	11	-	11	-	27

den Werten anderer Gruppen. Kruskal-Wallis-Median-Test ($p < 0,05$). M: Mittelwert; Sa: Standardabweichung; D: Dominanz [%], -: < 1 %; S: Stetigkeit [%]; .. nicht erfasst.

Feldrand		sand. Acker		Gehölze		NGI	
4		4		12		7	
M	Sa	M	Sa	M	Sa	M	Sa
105.3	24.3	² 57.7	9.1	75.6	95.6	² 37.1	21.6
26.0	4.5	22.5	6.8	21.4	7.0	17.6	4.4
1.70	0.66	2.00	0.52	² 2.28	0.41	2.20	0.22
0.52	0.18	0.64	0.11	² 0.76	0.12	² 0.78	0.06
16.3	32.5	30.8	29.9	² 0.0	0.0	² 0.0	0.0
4.4	1.3	4.8	2.1	^{3,2} 12.9	15.5	³ 22.8	14.5
¹ 6.0	0.4	¹ 5.8	0.5	6.4	0.7	² 7.1	0.4
65.1	9.5	² 79	2.6	¹ 57.5	13.0	¹ 34.1	17.3
2.0	1.7	2.3	1.3	¹ 1.0	0.0	¹ 1.0	0.0
0.0	0.0	^{2,1} 0.5	0.6	^{4,3} 0.0	0.0	^{3,2} 0.0	0.0
D	S	D	S	D	S	D	S
4.3	100	7.3	100	5.0	83	1.2	71
60.8	100	45.5	100	12.1	100	9.9	71
3.5	100	1.2	75	2.7	58	-	14
3.7	100	3.2	100	-	42	2.8	57
1.4	100	1.5	50	10.4	100	1.0	14
1.9	75	1.1	75	5.1	92	9.4	86
1.3	100	6.1	25	-	8	.	.
1.9	100	7.6	100	1.7	75	12.8	100
-	50	-	25	20.8	100	-	29
3.8	100	-	25	5.7	92	2.4	71
4.4	100	-	25	4.0	83	1.2	43
.	.	.	.	2.8	33	2.6	71
-	50	-	75	1.1	58	-	14
.	.	-	25	1.1	42	22.3	100
-	25	-	50	2.5	50	10.5	86
-	25	-	50	3.6	58	4.1	86
.	.	.	.	-	25	2.9	71
.	.	1.5	25	-	17	1.8	71
.	.	-	25	-	-	1.7	57
-	75	-	25	-	25	1.1	43
-	25	-	25	-	17	.	.
-	75	.	.	-	67	-	14
-	25	1.2	50	3.2	50	.	.
-	75	-	75	-	50	-	43
-	100	4.8	100	-	33	1.2	43
-	75	2.5	75	-	17	.	.
1.7	100	2.2	75	-	17	-	14
-	75	2.0	100	-	8	.	.
-	25	1.3	75	.	.	-	14
-	25	1.1	75	.	.	-	14

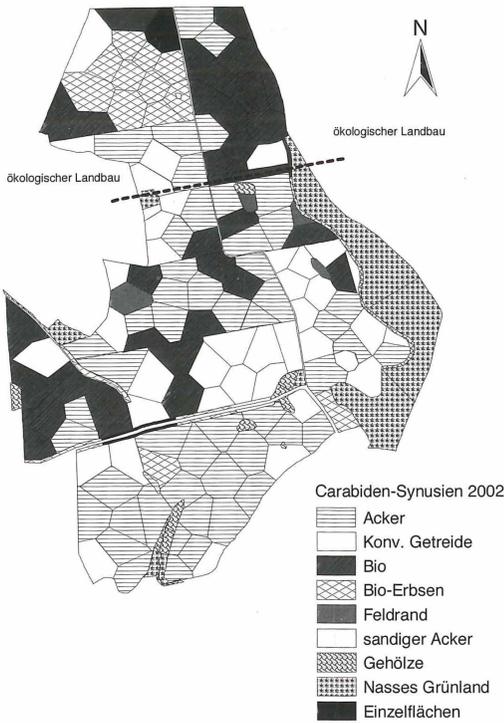


Abb. 24: Räumliche Verteilung der Laufkäfer-Gemeinschaften des Jahres 2002.

“Acker”

NGI

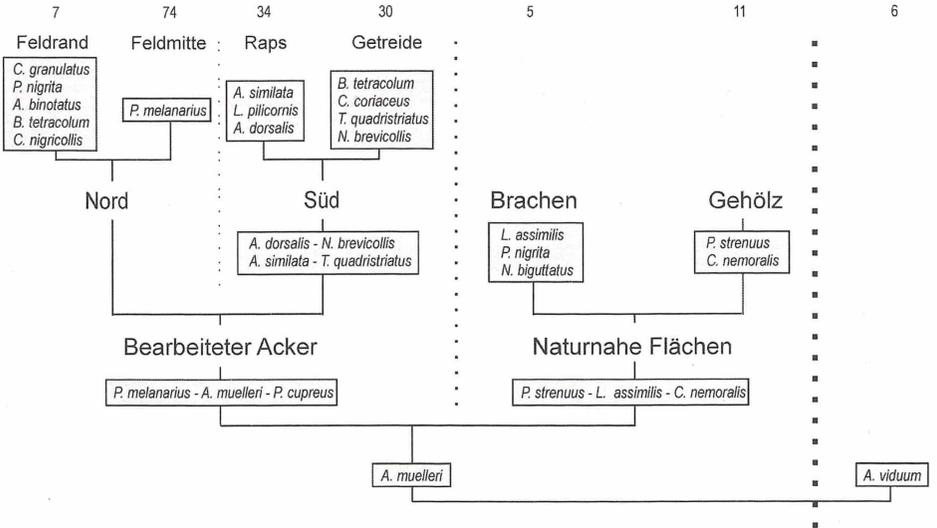


Abb. 25: Gruppierung und Indikatorarten der Laufkäfer nach der TWINSpan-Analyse mit Anzahl der Standorte/Gruppe; NGI = Nasses Grünland für das Jahr 2002.

Tab. 17: TWINSPAN-Gruppen 2002 der Laufkäfer mit ihren Kenngrößen; NGI: „Nasses Grünlandes“; Signifikante Unterschiede nach Kruskal-Wallis-Median-Test durch unterschiedliche Hochzahlen markiert; M: Mittelwert, Sa: Standardabweichung, Md: Median, Q₂₅, Q₇₅: Quartile.

Standorte [n]		Acker						NGI
		Bearbeiteter Acker			Naturnahe Flächen			Total
		Total	Nord	Süd	Total	Brachen	Gehölz	
		145	81	64	16	5	11	6
Abstand [m]	M	¹ 66.8	72.1	60.1	² 0.0	0.0	0.0	² 0.0
	Sa	55.4	61.7	46.0	0.0	0.0	0.0	0.0
C _{org} [%]	M	¹ 3.6	3.6	3.6	² 4.8	4.1	5.1	² 22.5
	Sa	3.2	2.4	4.0	14.0	19.2	11.7	15.8
Sand ges. [%]	M	62.2	63.5	60.6	52.4	40.4	59.8	46.8
	Sa	8.8	9.3	7.8	18.5	21.1	12.9	18.6
pH	M	¹ 6.2	5.9	6.6	^{1,2} 6.5	6.5	6.5	² 7.1
	Sa	0.6	0.5	0.5	0.8	1.0	0.7	0.4
Wildkraut [Klasse]	M	¹ 3.2	1.0	2.9	² 1.0	2.1	3.0	² 1.0
	Sa	1.4	0.0	1.3	0.0	1.1	1.4	0.0
Individuen [n/100Ft]	Md	¹ 99.6	124.0	81.6	² 43.3	42.1	43.6	² 29.7
	Q ₂₅	67.6	84.5	61.5	41.7	41.2	42.5	15.6
	Q ₇₅	140.0	160.0	104.0	50.7	45.0	64.8	59.3
Arten [n]	Md	^{1,2} 18.0	19.0	17.0	¹ 22.0	19.0	24.0	² 17.5
	Q ₂₅	16.0	16.0	16.0	18.5	19.0	17.0	14.0
	Q ₇₅	21.0	21.0	20.5	26.5	27.0	26.0	20.0
Diversität [H _S]	Md	¹ 1.74	1.37	2.00	² 2.40	2.35	2.45	² 2.12
	Q ₂₅	1.31	1.09	1.79	2.16	2.26	2.07	1.98
	Q ₇₅	2.05	1.72	2.17	2.54	2.47	2.59	2.47
Evenness	Md	¹ 0.59	0.47	0.71	² 0.77	0.78	0.76	² 0.80
	Q ₂₅	0.45	0.38	0.64	0.72	0.77	0.70	0.70
	Q ₇₅	0.71	0.59	0.76	0.83	0.78	0.86	0.83

Untersuchungsjahr 2003

Für das Jahr 2003 ließen sich durch die Average-Cluster-Analyse zehn Gemeinschaften mit einer maximalen Dominantenidentität von 66 % unterscheiden. Die naturnahen Flächen, Knicks, Sölle und Dauerbrachen, bildeten vier Gemeinschaften; fünf Standorte der naturnahen Flächen gehörten allerdings zu den Acker-Synusien. Von den sechs Gemeinschaften des Ackers entfiel auf die Acker-Gemeinschaft „Nord“ fast die Hälfte aller Standorte, wobei 41 der insgesamt 71 Standorte in ökologischen Anbauflächen lagen (Tab. 18).

Tab. 18: Kenngrößen der Laufkäfer-Gemeinschaften im Jahr 2003 aufgrund der Average-Cluster-Analyse. NGL: Nasses Grünland. Signifikante Unterschiede sind durch Hoch-

Gemeinschaft Fallen [n]	Nord 71		Feldrand 12		Raps 8		Süd 32		Mitte 16	
	M	Sa	M	Sa	M	Sa	M	Sa	M	Sa
Individuen [n/100Ft]	¹ 79.9	41.1	66.1	27.3	¹ 94.8	38.5	77.5	42.6	49.5	23.0
Arten [n]	13.4	3.4	15.9	3.6	16.1	2.2	14.2	3.2	16.9	5.7
Diversität [HS]	¹ 1.44	0.27	² 1.99	0.17	1.82	0.15	² 1.81	0.19	² 2.23	0.29
Evenness	¹ 0.56	0.08	^{3,2} 0.72	0.03	0.66	0.04	² 0.69	0.07	³ 0.8	0.04
Abstand [m]	¹ 75.5	62.1	¹ 74.0	68.9	51.9	25.2	^{1,2} 62.7	42.7	46.8	48.4
C _{org} [%]	¹ 4.1	2.2	4.2	1.8	¹ 3.4	0.4	¹ 4.1	2.5	5.8	6.3
pH	¹ 6.0	0.5	6.1	0.7	6.4	0.4	² 6.6	0.6	6.5	0.8
Sandgehalt [%]	63.1	8.5	59.6	7.3	65.8	4.6	62.9	6.2	55.5	12.7
Wildkraut [Klasse]	2.3	1.6	¹ 1.6	1.2	1.0	0.0	² 3.5	1.5	2.2	1.7
Anbau [0: konv; 1: ökol]	0.6	0.5	0.5	0.5	0.0	0.0	0.2	0.4	0.1	0.3
	D	S	D	S	D	S	D	S	D	S
<i>B. tetracolum</i>	6.4	96	17.1	100	4.8	100	3.9	88	13.0	94
<i>P. melanarius</i>	60.6	100	35.6	100	38.1	100	33.7	100	19.9	100
<i>A. dorsalis</i>	9.0	99	11.7	100	10.6	100	26.8	100	8.7	94
<i>T. quadristriatus</i>	4.4	87	6.2	92	2.3	100	9.7	100	17.7	100
<i>A. muelleri</i>	4.4	97	5.6	83	6.6	100	7.5	100	4.5	94
<i>A. similata</i>	1.2	35	2.3	67	24.9	100	1.3	28	2.1	44
<i>C. granulatus</i>	2.1	63	-	58	1.2	50	3.2	81	6.7	81
<i>P. niger</i>	2.2	82	1.1	67	-	63	3.9	94	2.8	75
<i>L. assimilis</i>	-	21	-	25	-	25	1.2	56	1.8	44
<i>P. nigrita</i>	-	6	-	8	-	13	-	6	-	25
<i>A. viduum</i>	-	1	.	.	-	13	-	3	.	.
<i>B. guttula</i>	-	1	-	8	.	.	-	3	-	31
<i>P. strenuus</i>	-	6	-	8	-	13	-	9	-	25
<i>H. signaticornis</i>	-	18	1.0	42	-	38	-	28	-	31
<i>C. nemoralis</i>	-	7	-	17	-	13	-	13	-	19
<i>H. latus</i>	.	.	-	8	.	.	-	9	-	6
<i>A. lunicollis</i>	-	1	-	-	-	6
<i>A. parallelepipedus</i>	-	7	-	8	.	.	-	3	-	6
<i>C. coriaceus</i>	-	6	-	8	.	.	-	3	-	13
<i>P. anthracinus</i>	-	1	-	8	.	.	-	6	-	13
<i>C. nigricornis</i>	-	1	-	3	-	-
<i>P. vernalis</i>	-	4	-	17	-	13	-	22	-	6
<i>B. biguttatum</i>	-	3
<i>B. lunulatum</i>
<i>O. obscurus</i>	-	13	.	.	-	6
<i>P. cupreus</i>	1.6	58	3.7	83	1.8	63	-	47	1.9	50
<i>H. rufipes</i>	1.1	58	2.8	92	-	75	-	31	1.0	38
<i>C. fossor</i>	1.0	66	-	58	1.7	100	-	38	2.6	88
<i>L. pilicornis</i>	-	31	1.5	50	2.2	100	-	38	1.4	38
<i>B. quadrimaculatum</i>	-	34	3.1	50	-	63	-	16	-	19
<i>N. brevicollis</i>	-	23	-	33	-	50	1.6	69	2.6	63
<i>N. biguttatus</i>	-	18	-	33	-	25	1.4	75	1.6	63

zahlen markiert. Kruskal-Wallis-Median-Test ($p < 0,5$). M: Mittelwert; Sa: Standardabweichung; D: Dominanz [%], -: < 1 %; S: Stetigkeit [%], .. nicht erfasst.

Brache		FR-2		Gehölze		NGL		Soll	
4		5		9		5		3	
M	Sa	M	Sa	M	Sa	M	Sa	M	Sa
32.3	12.7	49.8	17.9	42.0	22.6	² 30.4	6.8	30.4	10.2
18.5	4.7	17.0	6.3	18.7	8.1	16.2	3.3	24.0	5.0
² 2.29	0.14	² 2.07	0.31	² 2.14	0.57	² 2.16	0.26	² 2.54	0.43
^{3,2} 0.79	0.02	^{3,2} 0.74	0.01	^{3,2} 0.75	0.10	^{3,2} 0.78	0.07	³ 0.8	0.09
^{3,2} 0.0	0.0	20.0	16.9	³ 3.3	10.6	^{3,2} 0.0	0.0	0.0	0.0
8.6	11.0	4.8	2.7	10.8	13.3	² 22.8	17.7	26.8	17.0
6.8	0.9	6.7	0.4	6.5	0.6	7.1	0.5	6.6	1.0
44.4	25.6	57.6	2.9	62.3	14.4	38.7	13.3	50.6	11.4
1.5	1.0	2.0	1.2	1.4	1.4	1.0	0.0	1.0	0.0
0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.5	0.0	0.0
D	S	D	S	D	S	D	S	D	S
3.1	50	4.3	100	17.5	100	1.0	60	11.1	100
31.6	100	9.6	100	10.0	89	18.9	100	2.8	100
-	50	26.8	100	2.1	67	-	60	5.1	100
2.2	100	9.1	100	6.2	78	1.4	20	2.9	100
.	.	6.5	80	-	22	.	.	1.2	100
1.2	50	14.1	80	1.4	44	-	40	2.5	100
2.5	75	-	60	4.7	78	25.9	100	5.0	100
1.5	50	-	20	2.1	78	5.6	80	.	.
1.4	75	10.5	80	26.7	100	.	.	1.6	33
-	25	-	40	2.6	56	11.9	100	2.0	67
-	50	.	.	1.3	56	5.3	100	4.5	100
2.2	25	.	.	-	11	3.0	100	25.5	100
5.2	100	-	40	1.1	44	2.0	60	8.9	100
7.2	75	2.3	60	1.8	33	.	.	1.2	67
6.3	100	-	40	2.3	89	1.0	40	-	33
6.4	100	-	20
5.2	25	-	20	-	33
3.8	100
1.0	75	-	20	-	56	-	20	.	.
-	25	-	40	2.3	67	4.2	60	2.7	67
-	.	-	20	-	11	2.4	80	.	.
-	50	-	40	-	22	1.6	80	-	33
.	.	.	.	-	11	1.5	40	2.2	100
.	1.2	67
.	.	.	.	1.0	22	.	.	2.0	67
.	.	.	.	-	22	.	.	-	33
.	.	.	.	-	22	-	20	-	33
-	25	1.0	40	-	33	-	20	-	67
-	25	2.1	80	-	44	-	20	-	67
.	.	-	20
4.3	50	2.1	40	3.7	89
-	25	3.7	100	4.0	89	-	20	-	33

Die Ähnlichkeit im Dominanzgefüge zur Gemeinschaft „Feldrand“ betrug 58 %. Weiterhin wurden die Gemeinschaft „Raps“ mit vorwiegendem Rapsanbau, die Gemeinschaft „Süd“, die sich im Süden der Hoffläche auf den Feldern Seekamp, Koppelbusch und Mühlenschlag mit Umstellung auf ökologischen Landbau im Herbst 2002 lokalisierte, und die Gemeinschaft „Mitte“ mit hauptsächlich konventionell bewirtschafteter Ackerfläche, unterschieden (Abb. 26). Die letzte und kleinste Feld-Gemeinschaft war „Feldrand-2“, deren Dominanzverteilung eher den Gemeinschaften aus naturnahen Flächen als dem Ackerbereich entsprach.

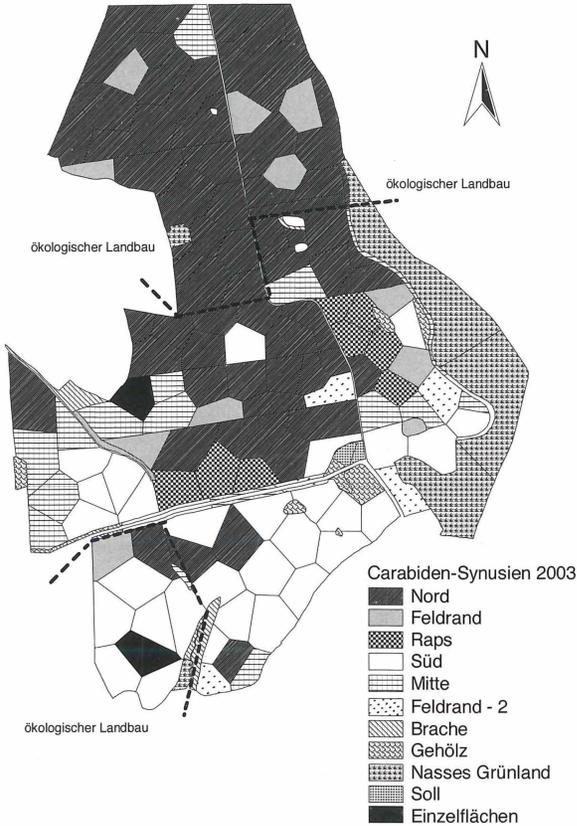


Abb. 26: Räumliche Verteilung der Laufkäfer-Gemeinschaften des Jahres 2003.

Die naturnahen Flächen wurden 2003 nicht mehr durch zwei, sondern durch vier Gemeinschaften besetzt. Die Standorte mit staunassem Boden bildeten die Gemeinschaft „Nasses Grünland“. Die anderen Standorte stellten die drei Gemeinschaften „Brache“, „Gehölz“ und „Soll“.

Der häufigste und am weitesten verbreitete Laufkäfer war erneut *P. melanarius*. In den Gemeinschaften „Nord“, „Feldrand“, „Raps“, „Süd“ und „Brache“ machte er zwischen 31 % und 60 % der Laufkäfer aus (Tab. 18). Sechs Arten waren auf den Ackerflächen subdominant bis dominant. Zusätzlich zu den bereits in den Vorjahren häufigen Arten trat *Amara similata* in den Gemeinschaften „Raps“ und „Feldrand-2“ dominant auf. *A. dorsalis*, der bereits 2002 häufiger wurde, war im Jahr 2003 in allen Gemeinschaften

der Äcker dominant und mit mindestens 90 % Stetigkeit vorhanden. In der Gemeinschaft „Süd“ stellten *A. dorsalis*, *T. quadristriatus* und *A. muelleri* einen wesentlichen Anteil der Laufkäfer, während in der Gemeinschaft „Nord“ wie in den Vorjahren *P. melanarius* die bestimmende Art war.

Die charakteristische Art des nassen Grünlandes, *Carabus granulatus*, trat auf dem Acker in der Gemeinschaft „Mitte“ in den Randbereichen der Sölle und in Gehölzen häufig auf, was auf eine höhere Feuchtigkeit als in den anderen Gemeinschaften des Ackers hindeutet. Während sich die meisten Gemeinschaften der Ackerflächen nicht durch eine deutlich verschiedene Zusammensetzung der Laufkäferfauna auszeichneten, traten nur in der Gemeinschaft „Brache“ fünf Arten durch ihre Häufigkeit hervor. Auch die drei Gemeinschaften nicht genutzter Flächen, „Gehölze“, „Nasses Grünland“ und „Soll“ ließen sich durch charakteristische Arten kennzeichnen. In den Gehölzen waren *L. assimilis*, im nassen Grünland *C. granulatus* und *P. nigrita* und an den Söllen *Bembidion guttula* die dominanten Arten.

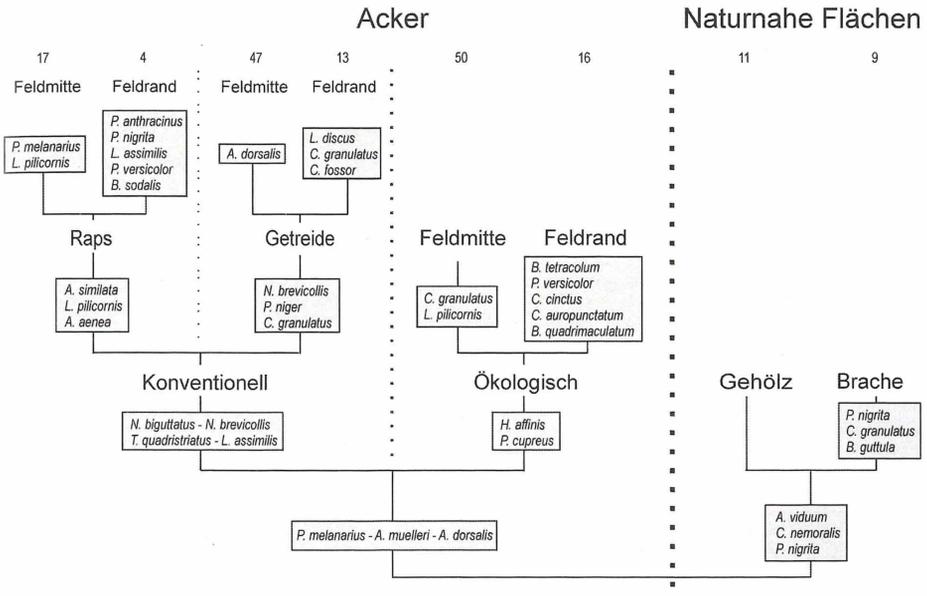


Abb. 27: Gruppierung und Indikatorarten der Laufkäfer nach der TWINSPAN-Analyse mit Anzahl der Standorte/Gruppe für das Jahr 2003.

In den Gehölzen und an den Söllen dominierten wie im Vorjahr neben typischen Arten auch Acker-Arten, wie *P. melanarius*, *A. dorsalis* und *T. quadristriatus*, die den starken Einfluss des nahen Ackerbereichs hervorhoben. In der Gemeinschaft „Nasses Grünland“ waren nicht nur drei Bodenfallen aus der Duvenseebach-Niederung, sondern auch eine Falle in einer staunassen Brache und eine Falle aus einem Knick enthalten. Mit *P. anthracinus* und *Chlaenius nigricollis* gehörten gefährdete Arten nasser Standorte zu dieser Gemeinschaft.

Die zehn Gemeinschaften unterschieden sich kaum in den biotischen und abiotischen Eigenschaften. Die Bodenfallen der Feld-Gemeinschaften „Nord“, „Feldrand“, „Raps“, „Mitte“ und „Süd“ lagen signifikant weiter vom Rand entfernt als die übrigen Standorte.

Der Humusgehalt der Böden in der Gemeinschaft „Nasses Grünland“ übertraf den der Gemeinschaften „Nord“, „Raps“ und „Süd“ auf Ackerboden. Der Wildkrautbestand war in der Gemeinschaft „Süd“ bei nahezu durchgehend konventionellem Anbau am geringsten, die Differenz war aber nur zu der Gemeinschaft „Feldrand“ signifikant. In der Artenzahl unterschieden sich die Gemeinschaften 2003 nicht. Die Diversität und Evenness lagen in der Gemeinschaft „Nord“ deutlich unterhalb der Werte aller anderen Gemeinschaften mit Ausnahme der Gemeinschaft „Raps“.

Nach der TWINSPAN-Analyse konnten wieder die Äcker von den naturnahen Flächen getrennt werden. Auf den Ackerflächen traten *P. melanarius*, *A. muelleri* und *A. dorsalis* als Indikatorarten auf (Abb. 27). Die Ackerfläche teilte sich in eine Gemeinschaft, die im Wesentlichen aus Standorten mit konventionellem Anbau und in eine, zu der neben den Standorten des ökologischen Anbaus auch viele konventionell bewirtschaftete Standorte auf verunkrauteten Rapsfeldern gehörten. Die Unterschiede lagen im pH-Wert, da die ökologischen Flächen größtenteils im nördlichen Bereich lagen (Tab. 19). Der Unterwuchs an Wildkräutern war erwartungsgemäß an den Standorten der Gruppe „Konventionell“ am geringsten. In der Gruppe „Ökologisch“ lag der Wert im Mittel in der Kategorie 1. Dort machte sich der Verzicht auf Herbizide bemerkbar, da sich die Mehrzahl der ökologischen Standorte bereits im zweiten Umstellungsjahr befand. In der Individuen- und Artenzahl unterschieden sich die beiden Ackergemeinschaften nicht. Unterscheidbar waren die beiden Gemeinschaften aber hinsichtlich der Artenvielfalt, die in den im Süden liegenden konventionellen Feldern über dem Durchschnitt der ökologischen lag.

Indikatorarten waren im konventionellen Bereich *N. biguttatus*, *N. brevicollis*, *T. quadristriatus* und *L. assimilis*. Bis auf *L. assimilis* waren diese Laufkäfer bereits in den Vorjahren als Indikatorarten im Getreide aufgetreten. Im ökologischen Bereich waren typische Arten des frischen Grünlandes, *Harpalus affinis* und *P. cupreus*, Indikatorarten. Die Gemeinschaft „Ökologisch“ trennte sich eine zentrale und eine randnahe Gruppe. Zu den Indikatorarten des „Feldrandes“ gehörten neben *B. tetracolum*, das auch in den Vorjahren eine Präferenz für Randzonen gezeigt hatte, *Poecilus versicolor*, *Calathus cinctus*, *Calosoma auropunctatum* und *Bembidion quadrimaculatum*, die in den Vorjahren nicht als Indikatorarten in Erscheinung getreten waren.

Die konventionell bearbeiteten Äcker spalteten sich in die Gruppen „Raps“ und „Getreide“. Unter den zu „Raps“ geordneten Standorten lagen auch einige in unmittelbar angrenzenden Knicks oder Söllen. Als Indikatorarten wurden *A. similata*, *L. pilicornis* sowie *Amara aenea* ausgewiesen, die bis auf *A. aenea* typische Arten des Grünlandes sind. In der Gruppe „Getreide“ wurden ebenfalls Indikatorarten angegeben, wie *N. brevicollis*, *P. niger* und *C. granulatus*, die vorwiegend im Grünland vorkommen. In beiden Gruppen „Raps“ und „Getreide“ ließen sich wie in den Vorjahren die Bereiche „Feldmitte“ und „Feldrand“ unterscheiden. In den randnahen Flächen kamen Carabiden der angrenzenden Biotope als Indikatoren vor, wie *P. anthracinus* aus feuchtnassen Grünbrachen, *Ba-dister sodalis* aus Gehölzen mit Tümpeln oder *L. assimilis* aus bewaldeten Habitaten. Im Feldzentrum hingegen wurden erneut *P. melanarius*, *L. pilicornis* oder *A. dorsalis* als Indikatorarten ermittelt. Die naturnahen Flächen, die aus dem nassen Grünland und den Gehölzen bestanden, zeichneten sich durch höheren Humusgehalt und eine höhere Artenvielfalt aus. In ihnen waren wieder *A. viduum* und zusätzlich *P. nigrita* und *C. nemoralis* Indikatorarten. Die Flächen trennten sich in die Gemeinschaften „Gehölz“ und „Brache“ auf. Für die „Brache“ waren *P. nigrita*, *C. granulatus* und *Bembidion guttula* Indikatorarten, die alle den durchschnittlich feuchten bis nassen Charakter dieser Gemeinschaften widerspiegeln. Die Gemeinschaft „Gehölz“ war ohne eigene Indikatoren. Im

Unterschied zu den Vorjahren wurde 2003 keine Indikatorarten für die staunassen Standorte, wie der Duvensee-Niederung, ermittelt. Diese Standorte bildeten zusammen mit anderen in Söllen und Knicks die Gemeinschaft der „Naturnahen Flächen“.

Tab. 19: TWINSPAN-Gruppen 2003 der Laufkäfer mit ihren Kenngrößen; signifikante Unterschiede gemäß Kruskal-Wallis-Median-Test durch unterschiedliche Hochzahlen markiert. M: Mittelwert, Sa: Standardabweichung, Md: Median, Q25, Q75: Quartile.

Standorte [n]		Acker						nnF	
		Konventionell			Ökologisch			Gehölz Brache	
		Total	Raps	Getreide	Total	Feldmitte	Feldrand	Total	Total
		81	21	60	66	50	16	11	9
Abstand [m]	M	¹ 56.4	38.5	62.7	¹ 77.5	79.3	72.1	0.0	² 0.0
	Sa	47.1	39.9	48.2	62.9	68.1	44.6	0.0	0.0
C _{org} [%]	M	¹ 3.6	3.7	3.6	¹ 3.8	3.8	3.4	² 4.1	² 13.7
	Sa	3.4	1.5	3.8	5.6	6.4	0.3	13.0	15.2
Sand ges. [%]	M	^{1,2} 61.0	60.7	61.2	¹ 63.4	62.4	66.7	² 54.2	^{1,2} 48.1
	Sa	9.2	8.4	9.6	8.4	8.5	7.1	20.5	14.7
pH	M	¹ 6.4	6.6	6.4	² 6.0	6.1	5.7	¹ 6.6	¹ 6.9
	Sa	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.3	0.7	0.5
Wildkraut [Klasse]	M	¹ 3.1	1.6	3.6	² 1.7	1.8	1.3	² 1.2	² 1.0
	Sa	1.7	0.8	1.6	1.3	1.4	0.7	0.6	0.0
Individuen [n/100Ft]	Md	¹ 62.9	62.5	64.1	¹ 70.1	72.8	54.5	² 33.5	² 28.1
	Q25	48.1	54.1	46.7	49.3	51.5	44.8	27.2	20.9
	Q75	85.3	66.6	91.0	94.3	94.3	94.6	42.0	54.3
Arten [n]	Md	¹ 14.0	15.0	14.0	¹ 14.0	13.0	16.0	² 19.0	² 17.0
	Q25	12.0	12.0	12.0	11.0	11.0	13.5	16.0	14.0
	Q75	16.0	17.0	16.0	16.0	15.0	17.5	24.0	25.0
Diversität [H _s]	Md	² 1.80	1.93	1.75	¹ 1.60	1.51	1.74	³ 2.20	^{2,3} 2.29
	Q25	1.58	1.78	1.52	1.37	1.28	1.56	1.99	1.90
	Q75	2.01	2.04	1.96	1.77	1.72	2.05	2.66	2.66
Evenness	Md	¹ 0.69	0.73	0.66	² 0.59	0.59	0.66	¹ 0.78	¹ 0.80
	Q25	0.62	0.69	0.58	0.53	0.53	0.57	0.74	0.70
	Q75	0.74	0.75	0.74	0.67	0.64	0.76	0.84	0.82

4.7.2 Kurzflügelkäfer-Gemeinschaften und Indikatorarten

Untersuchungsjahr 2001

2001 wurden mit der Average-Cluster-Analyse sechs Gemeinschaften ermittelt. Unter rein konventioneller Betriebsführung teilten sich die Standorte der Ackerfläche in drei Gemeinschaften auf. Die Gemeinschaft „Acker“ nahm die größte Fläche ein (Abb. 28). In ihr waren alle angebaute Früchte sowie drei Stilllegungsstreifen vertreten. Die beiden

Kurzflügelkäfer *Aloconota gregaria* und *Atheta fungi* waren 2001 die stetigsten Arten und kamen an allen Feld-Standorten vor. *A. gregaria* war in den beiden flächenmäßig größten Acker-Gemeinschaften am häufigsten. Innerhalb der Gemeinschaft auf ungenutzten Flächen war sie dagegen bei 78,6 % Stetigkeit nur rezedent (Tab. 20). *Philonthus rotundicollis*, *Philonthus cognatus* und *Tachyporus hypnorum* traten in der Gemeinschaft „Acker“ subdominant mit wenigstens 93,0 % Stetigkeit auf.

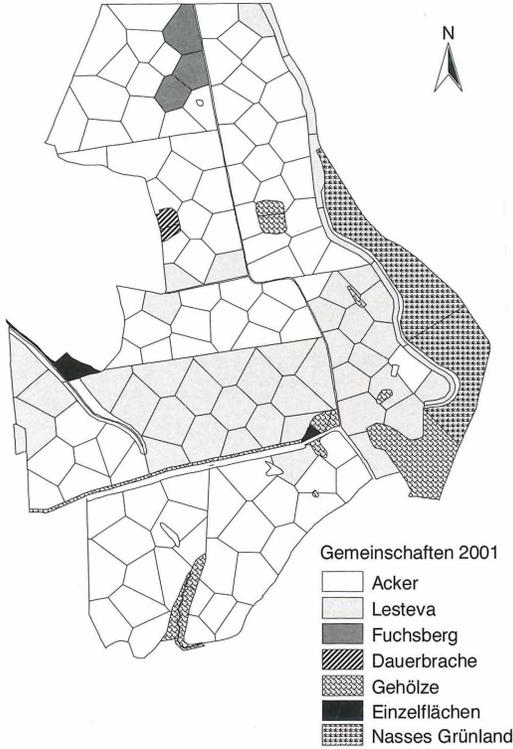


Abb. 28: Räumliche Verteilung von Kurzflügelkäfer-Gemeinschaften des Jahres 2001.

Die Gemeinschaft „Lesteva“, die sich im Wesentlichen auf den Bereich der Stutenkopfel und des Hellbergs beschränkte, war durch die hohe Dominanz von *Lesteva longelytrata* geprägt, die im Herbst 2001 eudominant auf den unbedeckten Böden auftrat und zu 100 % stetig war. Außer *A. fungi* trat *Liogluta alpestris* subdominant und mit fast 96 % sehr stetig auf. Die dritte Gemeinschaft auf den Äckern wurde mit „Fuchsberg“ bezeichnet, da sie sich auf drei Standorte dieses Feldes beschränkte. Diese Gemeinschaft unterschied sich von den anderen Acker-Gemeinschaften durch das Fehlen von *P. rotundicollis*, während hier mit *Anotylus rugosus* ein Staphylinide aus feuchten bis nassen Habitaten häufig war. Die maximale Ähnlichkeit zwischen den Ackergemeinschaften und den Gemeinschaften der naturnahen Flächen 2001 betrug 27,5 %. Fünf der zehn Arten, die Felder präferieren, waren in der Gemeinschaft „Gehölze“ vertreten. Drei Staphyliniden aus den naturnahen Flächen, *Tachinus signatus*, *A. rugosus* und *Xantholinus longiventris*, kamen in allen Acker-Gemeinschaften subrezedent mit einer Stetigkeit von mindestens 64 % vor.

Von den 30 Standorten der naturnahen Flächen gehörten 2001 20 Standorte zu drei Gemeinschaften. Die Gemeinschaft „Gehölze“ setzte sich aus mehreren, innerhalb der Hoffläche isoliert liegenden Standorten zusammen, in der *T. signatus* dominant sowie *Philonthus decorus*, *L. longoelytrata* und *Anthobium unicolor* subdominant waren. Von *T. signatus* ist ein saisonaler Wechsel zwischen Acker und Gehölzen bekannt (LIPKOW 1966). Auch *P. decorus* kann als typische Art von Wäldern gelten. Neben *T. signatus* und *A. fungi* erreichte *A. rugosus* eine hohe Stetigkeit von 86 %. Die letzte Art war ebenfalls in allen anderen Gemeinschaften sehr stetig, aber nur im feuchten bis nassen Grünland häufig. *A. unicolor* war in der Gemeinschaft „Gehölze“ zwar prägend, gehörte aber zu den charakteristischen Arten der Gemeinschaft „Dauerbrache“, die aus den beiden Standorten der nassen Brache zwischen dem Schlag Abenrade und dem angrenzenden Wald bestand. Hier dominierten noch vier weitere Arten, wie *Xantholinus longiventris* und *A. rugosus*, die an feuchten Stellen der Ackerfläche nahezu überall vorkamen. Die dritte Gemeinschaft „Nasses Grünland“ bestand aus zwei Standorten in der Duvensee-bach-Niederung und wurde durch typische Arten der nassen, überstauten Hochstauden-fluren geprägt, wie *Quedius nitipennis*, *Stenus pusillus* oder *Euaesthetus laeviusculus*.

Tab. 20: Kenngrößen der Kurzflügelkäfer-Gemeinschaften im Jahr 2001 aufgrund der Average-Cluster-Analyse. NGL: Nasses Grünland; signifikante Unterschiede sind durch unterschiedliche Hochzahlen markiert. Kruskal-Wallis-Median-Test ($p < 0,05$). M: Mittelwert; Sa: Standardabweichung; D: Dominanz [%]; -:< 1 %; S: Stetigkeit [%]; .. nicht erfasst.

Gemeinschaft	Acker		Lesteva		Fuchsberg		Gehölze		Dauerbrache		NGL	
	M	Sa	M	Sa	M	Sa	M	Sa	M	Sa	M	Sa
Fallen [n]	95		45		3		14		2		2	
Individuen [n/100Ft]	82.9	45.5	84.3	31.4	52.7	14.9	71.2	31.1	23.5	10.3	28.1	1.0
Arten [n]	28.7	5.6	¹ 26.4	7.6	23.3	2.1	² 35.6	7.2	27.0	4.2	22.0	5.7
Diversität [HS]	¹ 2.63	0.23	² 2.32	0.47	2.77	0.09	2.58	0.34	2.89	0.08	2.34	0.55
Evenness	² 0.79	0.06	¹ 0.71	0.11	² 0.88	0.03	¹ 0.72	0.07	0.88	0.02	0.76	0.11
Abstand [m]	¹ 70.9	49.8	¹ 61.3	67.0	65.0	8.5	² 2.1	8.0	0.0	0.0	32.0	5.7
C _{org} [%]	3.8	1.7	5.8	7.2	3.6	0.3	9.8	11.8	8.1	0.3	41.5	0.6
pH	¹ 6.1	0.6	² 6.6	0.6	5.7	0.1	6.5	0.7	7.0	0.8	6.6	0.3
Sandgehalt [%]	63.3	7.3	58.5	10.4	¹ 70.6	1.0	56.9	10.2	69.9	17.0	² 29.7	1.5
Wildkraut [Klasse]	¹ 4.3	1.1	² 3.6	1.4	3.7	1.2	³ 1.0	0.0	1.0	0.0	1.0	0.0
		D	S	D	S	D	S	D	S	D	S	S
<i>Aloconota gregaria</i>	18.0	100	16.0	100	6.8	100	3.2	79	2.2	100	-	50
<i>Atheta fungi</i>	16.2	100	5.1	100	8.1	67	4.2	100	5.7	100	-	50
<i>Philonthus rotundicollis</i>	6.8	99	3.5	93	.	.	-	71	3.6	100	.	.
<i>Philonthus cognatus</i>	5.4	94	2.5	62	4.4	100	2.3	57	4.0	100	2.3	50
<i>Tachyporus hypnorum</i>	5.6	98	3.0	96	8.8	100	-	79	1.4	50	.	.
<i>Amischa analis</i>	1.4	84	-	69	5.3	100	-	57	3.1	100	.	.
<i>Atheta crassicornis</i>	-	41	-	13	9.6	67	-	36
<i>Gyrophynus angustatus</i>	1.7	79	-	42	7.9	100	-	64	2.2	100	.	.
<i>Liogluta alpestris</i>	4.6	86	6.8	96	.	.	1.8	57
<i>Lesteva longoelytrata</i>	3.3	64	30.0	100	.	.	6.7	57	1.3	100	1.4	100

	Acker		Lesteva		Fuchsberg		Gehölze		Dauer- brache		NGI	
	D	S	D	S	D	S	D	S	D	S	D	S
<i>Tachinus signatus</i>	1.8	84	1.7	71	.	.	24.8	100	.	.	7.7	100
<i>Philonthus decorus</i>	-	12	-	16	.	.	7.5	71
<i>Anthobium unicolor</i>	-	3	-	7	.	.	6.6	79	5.0	100	.	.
<i>Micropeplus porcatus</i>	-	7	-	16	.	.	-	7	12.2	100	.	.
<i>Xantholinus longiventris</i>	3.1	95	3.0	96	3.4	100	-	50	5.3	100	1.4	100
<i>Anotylus rugosus</i>	1.7	81	1.1	64	9.3	100	4.2	86	14.8	100	6.3	100
<i>Quedius nitipennis</i>	-	13	-	18	.	.	-	21	-	50	24.9	100
<i>Aleochara brevipennis</i>	-	27	-	20	.	.	-	29	.	.	11.0	100
<i>Stenus pusillus</i>	-	3	-	7	.	.	-	14	4.8	100	13.1	100
<i>Euaesthetus laeviusculus</i>	.	.	-	2	.	.	-	7	3.9	100	7.1	100
<i>Gabrius breviventer</i>	-	34	-	29	-	33	-	21	4.9	100	2.4	100
<i>Quedius boops</i>	-	16	-	22	-	33	-	21	1.3	100	4.3	100
<i>Xantholinus linearis</i>	4.2	92	2.6	82	4.9	100	1.5	64	-	50	-	50
<i>Lathrobium fulvipenne</i>	2.9	91	2.0	96	2.8	67	-	64	2.2	100	-	50
<i>Philonthus carbonarius</i>	2.8	85	1.3	78	3.3	100	-	43	1.8	100	1.4	100
<i>Tachinus fimetarius</i>	2.6	52	3.7	78	4.5	100	-	21	-	50	.	.
<i>Callicerus obscurus</i>	1.3	47	1.4	69	.	.	-	71	-	50	.	.
<i>Oxypoda acuminata</i>	1.5	75	4.3	93	.	.	4.8	79	-	50	.	.
<i>Dinaraea angustula</i>	1.0	72	-	60	-	33	-	43
<i>Atheta triangulum</i>	1.9	78	-	60	-	33	-	50	-	50	.	.
<i>Oxypoda brachyptera</i>	-	68	1.0	62	.	.	-	50	-	50	-	50
<i>Acrotona parvula</i>	-	21	-	11	4.2	67
<i>Atheta palustris</i>	-	17	-	2	2.4	100	-	14
<i>Atheta elongatula</i>	-	52	-	51	2.0	67	-	43	1.8	50	1.9	50
<i>Ischnosoma splendidum</i>	-	44	-	20	1.7	100	-	7
<i>Heterothops dissimilis</i>	-	1	-	9	1.1	67
<i>Xantholinus tricolor</i>	-	40	-	49	-	67	-	21	-	50	.	.
<i>Oxypoda brevicornis</i>	-	55	-	31	-	67	-	43
<i>Lathrobium brunnipes</i>	-	31	-	7	.	.	-	43	4.0	100	.	.
<i>Othius punctulatus</i>	-	2	-	71	.	.	-	50
<i>Olophrum assimile</i>	-	1	-	16	.	.	1.0	57	.	.	3.8	100
<i>Stenus fulvicornis</i>	.	.	-	2	.	.	-	14	.	.	1.0	100

Die beiden Acker-Gemeinschaften ähnelten sich in ihren abiotischen und biotischen Eigenschaften (Tab. 20). In der Gemeinschaft „Lesteva“ waren die Böden im Durchschnitt alkalischer und wiesen eine höhere Wildkrautdichte auf als in der Gemeinschaft „Acker“. Im mittleren Abstand zum Feldrand, dem Humusgehalt und der Artenzahl unterschieden sich die beiden Feld-Gemeinschaften nicht. Allerdings waren die Werte für Diversität und Evenness in der Gemeinschaft „Acker“ signifikant höher als in der Gemeinschaft „Lesteva“, was auf die hohe Dominanz von *Lesteva longoelytrata* zurückzuführen war. Zwischen den Feld-Gemeinschaften und der Gemeinschaft aus naturnahen Flächen zeigten sich nur geringe Unterschiede. Die Böden der Gemeinschaft „Nasses Grünland“ waren humusreich, nicht aber die der Gemeinschaft „Gehölze“. In dieser war die Artenzahl mit 35,6 Arten/Falle signifikant höher als die der Acker-Gemeinschaften

mit 28,7 Arten/Falle, bzw. 26,4 Arten/Falle. Die Diversität ließ trotz der stark unterschiedlichen Artenzahlen keine Differenzen erkennen.

Bei den Kurzflügelkäfern trennt die TWINSPAN-Analyse die untersuchten Standorte deutlicher in „Agrarflächen“ und „Naturnahe Flächen“ als bei den Laufkäfern. Elf Bodenfallen wurden dem Acker zugeordnet, obwohl sie in Söllen, Knicks oder Brachestreifen lagen. In den Gemeinschaften der Nutzflächen war der Humusgehalt niedriger und der pH-Wert und der Sandgehalt höher als in den naturnahen Flächen. Sie wiesen auch einen größeren Abstand zum Feldrand auf als die Gemeinschaften der nicht genutzten Flächen (Tab. 21). Im Jahr 2001 waren *Aloconota gregaria* der Indikator für alle Ackerflächen, *Tachinus signatus* und *Othius punctulatus* für alle ungenutzten Flächen (Abb. 29). Das Cluster „Acker“ teilte sich in die Gemeinschaften „Acker-Zentrum“ und „Ackerrand“ auf. Beide Gruppen zeichneten sich durch die geringe Wildkrautdichte aus. Innerhalb der Gemeinschaft „Acker-Zentrum“ waren von den dort vorkommenden fünf Indikatorarten *P. cognatus*, *Gyrophynus angustatus* und *A. fungi* die wichtigsten. Die Gemeinschaft „Ackerrand“ bestand aus den randnahen Standorten der Getreidefelder Hellberg, Stutenkoppel, der nördlichen Spitze des Koppelbusches sowie Standorten aus angelegten, einjährigen oder selbstbegrüntem Stilllegungen oder Dauerbrachen. Hier traten *L. longoelytrata* zusammen mit *Oxypoda acuminata* als Indikatorarten auf. Diese Aufteilung durch die TWINSPAN-Analyse entsprach nahezu der Aufteilung durch die Cluster-Analyse der Dominanten-Identitäten (Abb. 28).

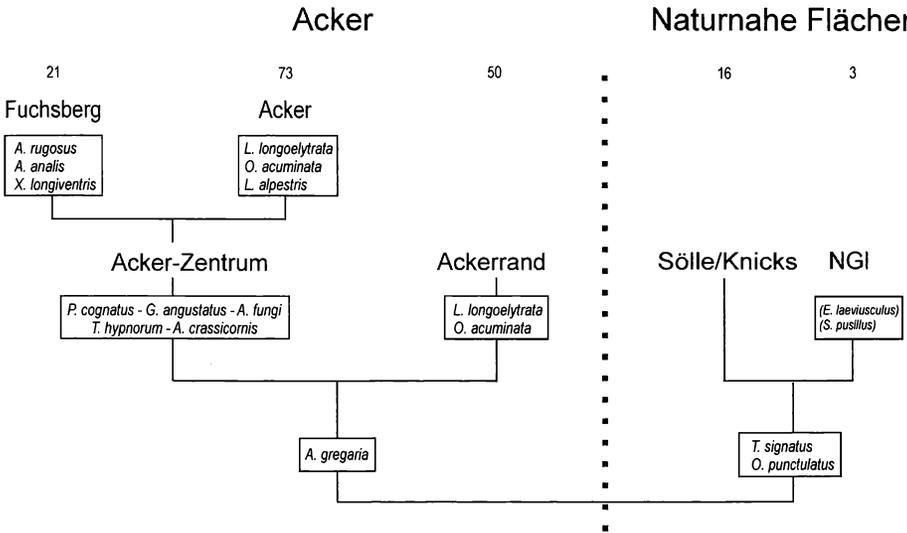


Abb. 29: Gruppierung und Indikatorarten der Kurzflügelkäfer nach der TWINSPAN-Analyse mit Anzahl der Standorte/Gruppe für das Jahr 2001; NGI: Nasses Grünland.

Zur Gemeinschaft „Acker-Zentrum“ gehörte die Gruppe „Fuchsberg“ im Nordwesten der Hoffläche. In dieser Gruppe war mit *A. rugosus* ein Kurzflügelkäfer der feuchten Brachen Indikatorart. Zusätzliche Indikatoren waren *Amischa analis* und *Xantholinus longiventris*. In der Gruppe „Acker“ mit den übrigen 73 Standorten der Gemeinschaft „Acker-Zentrum“ waren sowohl Getreide- wie Rapsfelder vertreten. Mit *L. longoelytrata* und *O. acuminata* kamen hier dieselben Indikatoren vor, die auch die Gemeinschaft „Ackerrand“ charakterisierten. Die Standorte der „Naturnahen Flächen“ teilten sich in

die Gemeinschaften „Sölle/Knicks“ ohne eigene Indikatorarten und „Nasses Grünland“ (NGI) mit den Indikatoren *Euaesthetus laeviusculus* und *Stenus pusillus*, zwei typischen Arten des nassen Grünlandes, auf.

Tab. 21: TWINSPAN-Gruppen 2001 der Kurzflügelkäfer mit ihren Kenngrößen; signifikante Unterschiede nach Kruskal-Wallis-Median-Test markiert durch unterschiedliche Hochzahlen. M: Mittelwert, Sa: Standardabweichung, Md: Median, Q₂₅, Q₇₅: Quartile.

		Acker			Naturnahe Flächen		
		Acker-Zentrum		Acker- rand	Sölle/ Knicks		NGI
		Total	Fuchs- berg	Acker	Total	Total	Total
Standorte [n]		94	21	73	50	16	3
Abstand [m]	M	¹ 59.0	73.0	58.0	^{1,2} 45.5	³ 0.0	^{2,3} 0.0
	Sa	50.5	65.7	45.2	63.7	0.0	0.0
C _{org} [%]	M	¹ 3.6	3.8	3.5	¹ 3.7	4.6	² 41.1
	Sa	1.7	1.3	1.8	7.2	11.4	13.9
Sand ges. [%]	M	¹ 64.0	65.2	64.0	² 59.2	² 57.1	² 29.7
	Sa	7.5	8.9	7.1	12.5	11.2	1.5
pH	M	¹ 6.0	5.8	6.1	² 6.6	³ 6.5	³ 6.8
	Sa	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.4
Wildkraut [Klasse]	M	¹ 5.0	4.0	5.0	^{1,2} 4.0	³ 1.0	^{2,3} 1.0
	Sa	1.3	1.7	1.1	1.3	0.0	0.0
Individuen [n/100Ft]	Md	69.2	44.6	86.1	76.9	59.8	32.2
	Q ₂₅	46.6	34.2	49.9	58.4	45.4	27.5
	Q ₇₅	113.0	69.0	125.0	94.2	88.9	52.7
Arten [n]	Md	¹ 30.0	24.0	31.0	¹ 24.0	¹ 37.5	² 26.0
	Q ₂₅	25.0	20.0	28.0	21.0	33.5	18.0
	Q ₇₅	33.0	27.0	34.0	29.0	40.0	29.0
Diversität [H _s]	Md	¹ 2.71	2.70	2.71	² 2.41	2.63	2.02
	Q ₂₅	2.56	2.49	2.57	2.13	2.47	1.96
	Q ₇₅	2.83	2.82	2.84	2.72	2.81	2.76
Evenness	Md	¹ 0.81	0.86	0.80	² 0.76	² 0.73	0.68
	Q ₂₅	0.76	0.84	0.76	0.67	0.71	0.60
	Q ₇₅	0.85	0.89	0.84	0.80	0.76	0.85

Anders als bei den Laufkäfern waren die Individuenzahlen der Gemeinschaften nicht unterscheidbar. Die meisten Arten kamen in der Gemeinschaft „Sölle/Knicks“ mit 37,5 Arten/Falle vor, die wenigsten in „Ackerrand“ mit 24,0 Arten/Falle. Die Staphyliniden erreichten die höchste Diversität auf den Agrarflächen in der Gemeinschaft „Acker-Zentrum“. Die Differenz zur Gemeinschaft „Ackerrand“ war signifikant, der Unterschied zu den etwas geringeren Werten der beiden Gemeinschaften aus den naturnahen Flächen nicht. Auch die Evenness-Werte des „Acker-Zentrums“ lagen höher als in den Gemeinschaften „Ackerrand“ und „Sölle/Knicks“, während sich die Werte des „Nassen Grünland“ von keiner anderen Gemeinschaft unterschieden (Tab. 21). Innerhalb der Gemeinschaft „Acker-Zentrum“ grenzte sich die Gruppe „Fuchsberg“ mit signifikant

geringerer Artenzahl und nur halb so vielen Individuen/Fallentag von der restlichen Fläche „Acker“ ab. In der Artenvielfalt konnte zwischen den Gruppen allerdings kein Unterschied festgestellt werden.

Untersuchungsjahr 2002

Im ersten Jahr nach der Teilumstellung auf ökologische Bewirtschaftung ließen sich durch die Average-Cluster-Analyse auf den Ackerflächen vier Gemeinschaften unterscheiden (Abb. 31). Zwei Gemeinschaften waren durch die Anbaufrucht geprägt, die erste durch konventionell angebautes Getreide, die zweite durch Raps. In der Gemeinschaft „Feldrand“ waren nur zwei Standorte mit sehr lückenhaftem Bewuchs enthalten, die sich zudem nahe an benachbarten Brachen befanden. Die letzte Gemeinschaft der Ackerflächen wies sich durch die ökologische Anbauweise aus, zu der auch drei Standorte aus dem verunkrauteten Randbereich zwischen Aßenrade und Peperland kamen. Auffällig war die scharfe Grenze zwischen den umgestellten und den weiterhin intensiv bewirtschafteten Flächen (Abb. 30).

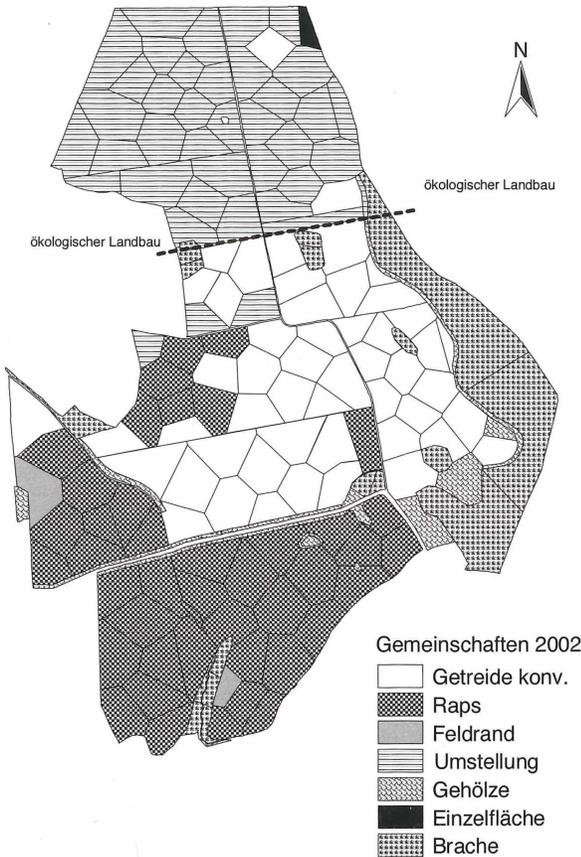


Abb. 30: Räumliche Verteilung von Kurzflügelkäfer-Gemeinschaften des Jahres 2002.

Tab. 22: Kenngrößen der Kurzflügelkäfer-Gemeinschaften im Jahr 2002 nach der Average-Cluster-Analyse. Signifikante Unterschiede sind durch unterschiedliche Hochzahlen markiert. Kruskal-Wallis-Median-Test ($p < 0,05$). M: Mittelwert; Sa: Standardabweichung; D: Dominanz [%], -< 1 %; S: Stetigkeit [%]; .. nicht erfasst.

Gemeinschaft	Getreide konv.		Raps		Umstellung		Feldrand		Gehölze		Brache	
Fallen [n]	51		43		39		2		14		17	
	M	Sa	M	Sa	M	Sa	M	Sa	M	Sa	M	Sa
Individuen [n/100Ft]	³ 78,1	25,3	^{2,3} 98,7	32,0	¹ 50,5	15,6	50,5	23,1	³ 102,2	57,2	² 73,8	58,7
Arten [n]	^{1,2} 25,4	4,5	26,8	5,1	¹ 24,0	4,1	27,0	4,2	³ 31,9	5,4	³ 30,2	8,4
Diversität [HS]	2,29	0,28	2,32	0,28	2,45	0,30	2,58	0,03	2,34	0,39	2,34	0,36
Evenness	¹ 0,71	0,07	¹ 0,71	0,08	² 0,78	0,08	0,79	0,05	0,69	0,11	0,70	0,12
Abstand [m]	¹ 77,4	63,7	¹ 67,0	44,2	¹ 71,1	52,9	13,0	2,8	² 4,5	13,8	² 0,0	0,0
C _{org} [%]	¹ 3,6	0,9	¹ 4,5	4,4	3,9	1,6	6,3	2,7	² 9,2	10,5	² 14,9	15,0
pH	¹ 6,3	0,6	¹ 6,4	0,6	² 5,7	0,4	6,9	1,3	¹ 6,6	0,5	¹ 6,6	0,8
Sandgehalt [%]	60,9	9,1	63,2	8,2	65,7	8,5	48,5	16,6	57,8	11,0	52,5	19,6
Wildkraut [Klasse]	¹ 3,9	1,4	^{2,1} 3,0	1,3	³ 2,9	1,2	3,5	2,1	^{4,3} 1,6	1,2	⁴ 1,0	0,0
Anbau [0: konv; 1: ökoll]	¹ 0,0	0,2	¹ 0,0	0,0	² 0,9	0,3	0,0	0,0	³ 0,0	0,0	³ 0,0	0,0
	D	S	D	S	D	S	D	S	D	S	D	S
<i>Alconota gregaria</i>	25,0	100	8,6	100	12,6	100	5,7	100	28,9	100	2,5	94
<i>Philonthus rotundicollis</i>	23,0	100	22,7	100	7,4	85	9,6	100	6,3	100	1,0	59
<i>Atheta fungi</i>	7,8	100	6,3	100	11,8	100	3,7	100	3,5	93	3,7	100
<i>Philonthus cognatus</i>	4,5	94	21,2	98	4,3	69	1,3	50	1,0	57	2,1	53
<i>Philonthus carbonarius</i>	1,6	92	8,6	100	1,1	59	5,8	50	-	36	-	41
<i>Anotylus rugosus</i>	3,7	92	5,7	98	22,5	100	8,4	100	2,3	100	13,5	100
<i>Lesteva longoelytrata</i>	4,7	80	4,8	91	-	21	28,5	100	1,5	86	1,3	59
<i>Liogluta alpestris</i>	4,7	98	2,3	77	1,8	69	3,9	100	6,9	79	-	29
<i>Tachinus signatus</i>	1,6	75	-	65	-	23	-	50	13,5	93	30,4	100
<i>Oxypoda acuminata</i>	1,9	88	-	74	1,1	56	.	.	8,1	100	1,2	82
<i>Atheta crassicornis</i>	-	14	-	42	-	26	.	.	2,2	79	-	53
<i>Philonthus decorus</i>	-	8	-	21	-	3	.	.	2,9	64	5,8	59
<i>Lithrobium fulvoipenne</i>	3,4	98	1,3	91	2,4	87	-	50	-	64	-	41
<i>Xantholinus linearis</i>	3,1	88	2,4	88	3,3	90	1,7	100	1,9	93	1,2	59
<i>Tachyporus hypnorum</i>	1,4	88	1,1	72	-	54	1,0	50	-	71	-	47
<i>Tachinus fimetarius</i>	1,1	45	1,1	42	-	8	-	50	-	7	-	12
<i>Atheta triangulum</i>	1,0	90	1,4	88	-	59	2,0	100	-	79	-	59
<i>Xantholinus longiventris</i>	1,0	84	-	86	1,5	74	1,0	100	-	57	-	35
<i>Gyrophypus angustatus</i>	-	67	-	74	4,0	90	1,2	100	-	36	-	41
<i>Amischa analis</i>	-	71	-	67	2,5	85	-	50	-	21	-	35
<i>Aleochara bipustulata</i>	-	31	-	28	2,0	82	-	50	-	14	-	12
<i>Dinaraea angustula</i>	-	47	-	37	2,0	56	1,0	50	-	29	-	29
<i>Tachyporus obtusus</i>	-	41	-	16	1,9	72	.	.	-	14	-	12
<i>Atheta elongatula</i>	-	63	-	47	1,6	67	1,0	50	-	79	2,8	82
<i>Mycetoporus longulus</i>	-	16	-	9	1,2	41	-	12
<i>Atheta laticollis</i>	-	6	-	30	1,0	31	.	.	-	50	-	59
<i>Oxypoda brachyptera</i>	-	55	-	53	1,0	49	-	50	-	14	-	6
<i>Aleochara bilineata</i>	-	35	-	56	1,0	36	-	50	-	21	-	18
<i>Anotylus sculpturatus</i>	-	10	-	9	-	3	-	50	1,6	64	1,4	47
<i>Anthobium unicolor</i>	-	2	-	5	-	10	-	50	1,4	64	1,3	59
<i>Liogluta pagana</i>	-	8	-	9	-	3	4,5	50	1,0	57	1,3	29
<i>Stenus juno</i>	-	20	-	19	-	3	1,7	100	-	36	2,0	59
<i>Quedius nitipennis</i>	-	2	-	2	-	18	.	.	-	21	3,5	47
<i>Proteinus macropterus</i>	.	.	-	30	-	15	.	.	-	50	1,9	59
<i>Tachinus corticinus</i>	.	.	-	2	-	8	.	.	-	7	1,0	41
<i>Stenus fulvicornis</i>	-	10	-	7	-	5	.	.	-	21	1,0	59

Die Feldgemeinschaften wurden durch fünf Arten gekennzeichnet, die bereits 2001 die Acker-Synusien bestimmten (Tab. 22). In „Getreide konventionell“ waren *A. gregaria*, *A. fungi* und *P. rotundicollis* die dominierenden Arten, die an den Standorten aller Ge-

meinschaften mit fast 100% Stetigkeit nachgewiesen wurden. Der dominante *Philonthus cognatus* und der subdominante *Philonthus carbonarius* hatten ihren Verbreitungsschwerpunkt in den Rapsfeldern. In der Gemeinschaft „Umstellung“ stellte *A. rugosus* mit 23 % den häufigsten Kurzflügelkäfer. Der Käfer war auch in den Gemeinschaften „Raps“, „Brache“ und „Feldrand“ zahlreich und fast an allen Standorten nachgewiesen worden. In der Gemeinschaft „Umstellung“ kamen elf Arten rezedent häufig vor, die in den anderen Gemeinschaften sehr selten waren, z. B. *Gyrophypnus angustatus*, *Dinaraea angustula*, *Aleochara bipustulata* oder *Aleochara bilineata*.

Die naturnahen Flächen unterteilten sich 2002 in die trockenen Gehölz-Standorte und in die feuchten bis nassen Brache-Standorte. Die Nähe zum Acker und zu den Brachen spiegelte sich in Dominanzstruktur der „Gehölze“ wider, da dort mit 28,9 % die Feldart *A. gregaria* dominierte und weitere sechs Feldarten rezedent vorkamen. Mit *T. signatus* trat dort auch die häufigste Art der Gemeinschaft „Brache“ dominant auf. Mit höchster Stetigkeit kam in beiden Gemeinschaften neben *T. signatus* noch *Oxypoda acuminata* vor. Im Unterschied zum Vorjahr konnte 2002 trotz des reichhaltigen Niederschlags keine charakteristische Gemeinschaft des nassen Grünlandes ermittelt werden. Die Ähnlichkeit zwischen den Acker-Gemeinschaften und den Gemeinschaften der naturnahen Flächen lag bei 33 %.

Im Jahr 2002 wurden in den Gemeinschaften „Gehölze“ und „Brache“ im Mittel fünf Arten mehr nachgewiesen, als in den vier Gemeinschaften des Feldbereiches, wo zwischen 24 und 27 Arten erfasst wurden (Tab. 22). In der Gemeinschaft „Umstellung“ wurden mit 50,5 Ind./100Ft signifikant nur halb so viele Kurzflügelkäfer erfasst wie an den Standorten der „Gehölze“. Auf die Artenvielfalt oder Artenzahl hatte die Teilumstellung im ersten Jahr keinen Einfluss. Die Standorte der Acker-Gemeinschaften waren im Mittel ca. 70 m vom Feldrand entfernt, während die Standorte der Gemeinschaften „Gehölze“ und „Brache“ größtenteils in den naturnahen Flächen außerhalb der Felder lagen. Dort waren die Böden im Mittel sehr stark humos. Die Böden der Gemeinschaften „Getreide konventionell“ und „Raps“ hatten dagegen einen signifikant niedrigeren Humusanteil. Die Gemeinschaft „Umstellung“ lag auf den sauren Böden im Norden der Hoffläche und unterschied sich dadurch von allen anderen Gemeinschaften. Den geringsten Unterwuchs an Wildkräutern wurde in die Gemeinschaft „Getreide konventionell“, ein höherer in der Gemeinschaft „Raps“ und der höchste an Standorten der Gemeinschaft „Umstellung“ gefunden.

Im Jahr 2002 wurden durch die TWINSPAN-Analyse zuerst die genutzten Ackerstandorte von den naturnahen Flächen getrennt. Indikatorarten der naturnahen Flächen waren wie im Vorjahr *Tachinus signatus*, ergänzt um *Quedius fuliginosus* (Abb. 31). Für den gesamten Ackerbereich war *P. rotundicollis* die einzige Indikatorart.

Bereits das erste Jahr der Umstellung führte zu einer Aufteilung in die beiden Ackergemeinschaften „Konventionell“ mit den Indikatorarten *P. rotundicollis*, *L. longolytrata* und *T. signatus* und die Gemeinschaft „Ökologisch“ mit *A. rugosus* und *G. angustatus*. Beide Gemeinschaften unterschieden sich durch den pH-Wert, da die Böden im Norden der Hoffläche saurer waren, und durch den reicheren Bewuchs mit Wildkräutern auf den ökologischen Flächen (Tab. 23). Im Jahr 2001 war der größte Teil der konventionellen Ackerfläche nahezu unkrautfrei, während 2002 überall und besonders in der Gruppe „Raps“ ein Anstieg der Wildkrautdichte zu beobachten war. Die höchsten Werte für Artenvielfalt und Evenness wurden in der Gemeinschaft „Ökologisch“ mit 2,57 und 0,82 erreicht, während in der Gemeinschaft „Konventionell“ die Werte am geringsten waren. Die Gemeinschaften bildeten ungefähr die Bewirtschaftungsgrenzen ab, mit Ausnahme von zehn Standorten des Dachsbergs, die trotz ökologischer Bewirtschaftung zu den

konventionellen Äcker gestellt wurden. Die Gemeinschaft „Ökologisch“ ließ sich gemäß der angebauten Feldfrüchten weiter differenzieren. Die Felder mit Hafer und Weizen bildeten die Gruppe „Getreide“, Indikatorart war *O. acuminata*. Das Feld Fuchsberg mit Futtererbsen bildete die Gruppe „Erbsen“, für die *P. cognatus* und *Atheta laticollis* als Indikatorarten ausgewiesen wurden. Den konventionell bewirtschafteten Bereich teilten sich die Gruppen „Raps“ und „Getreide“. Wie im Vorjahr waren *P. cognatus* und *P. carbonarius* Indikatorarten für „Raps“, während *A. gregaria* zusammen mit *Lathrobium fulvipenne* die Indikatorarten für konventionelle Getreidefelder waren.

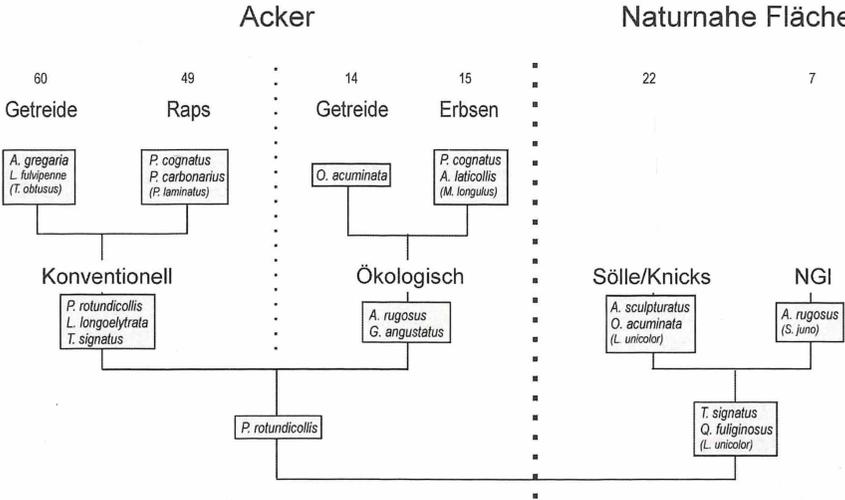


Abb. 31: Gruppierung und Indikatorarten der Kurzflügelkäfer nach der TWINSpan-Analyse mit Anzahl der Standorte/Gruppe für das Jahr 2002; NGI: Nasses Grünland.

Die naturnahen Flächen teilten sich in die Gemeinschaft „Nasses Grünland“ und in gehölznahe Standorte der Gemeinschaft „Sölle/Knicks“. Die Indikatorart der „Sölle/Knicks“ war *Anotylus sculpturatus*. Für die Gemeinschaft „Nasses Grünland“ war erneut die euryöke Grünland-Art *Anotylus rugosus* Indikatorart. An Standorten der „Sölle/Knicks“ kamen mit 36,0 Arten/Fälle die meisten Kurzflügelkäfer-Arten und auch die meisten Individuen vor. Die übrigen drei Gemeinschaften hatten mindestens elf Arten weniger. Die Diversität und Evenness der beiden Gemeinschaften auf ungenutzten Flächen unterschieden sich weder von den konventionellen noch von den ökologisch bewirtschafteten Standorten.

Untersuchungsjahr 2003

2003 bildete die Average-Cluster-Analyse sechs Gemeinschaften, von denen vier auf den Feldern und zwei in den naturnahe Flächen lagen (Abb. 32). Die Gemeinschaften „Raps“, „Getreide“ und „Feldrand“ bestanden fast ausschließlich aus Standorten der konventionell betriebenen Hofffläche, während in der Gemeinschaft „Umstellung“ hauptsächlich ökologisch bewirtschaftete Flächen lagen.

Tab. 23: TWINSPAN-Gruppen 2002 der Kurzflügelkäfer mit ihren Kenngrößen; signifikante Unterschiede nach Kruskal-Wallis-Median-Test markiert durch unterschiedliche Hochzahlen. Gtr.: Getreide, M: Mittelwert, Sa: Standardabweichung, Md: Median, Q₂₅, Q₇₅: Quartile.

		Acker						Naturnahe Flächen	
		Konventionell			Ökologisch			Sölle/ Knicks	NGI
		Total	Getr.	Raps	Total	Getr.	Erbsen	Total	Total
Standorte [n]		109	60	49	29	14	15	22	7
Abstand [m]	M	¹ 54.0	56.0	46.0	¹ 66.0	49.0	75.0	² 0.0	² 0.0
	Sa	55.1	61.6	46.1	52.9	37.1	59.6	0.0	0.0
C _{org} [%]	M	¹ 3.6	3.6	3.5	^{1,2} 3.8	3.6	4.0	^{2,3} 4.8	³ 17.4
	Sa	3.3	4.1	2.4	0.4	0.3	0.4	12.3	15.5
Sand ges. [%]	M	62.1	61.4	63.6	66.9	69.9	64.9	57.9	40.8
	Sa	8.6	7.6	9.7	8.4	7.9	8.6	15.3	20.2
pH	M	¹ 6.4	6.3	6.4	² 5.7	5.7	5.7	¹ 6.6	¹ 6.8
	Sa	0.6	0.6	0.6	0.3	0.4	0.2	0.7	0.5
Wildkraut [Klasse]	M	¹ 4.0	4.0	3.0	² 3.0	3.0	2.0	³ 1.0	^{2,3} 1.0
	Sa	1.4	1.3	1.4	1.2	1.1	1.2	0.4	0.0
Individuen [n/100Ft]	Md	¹ 87.9	76.6	95.5	² 50.4	54.3	46.8	¹ 90.8	² 23.1
	Q ₂₅	59.0	50.0	72.4	34.5	48.3	31.7	65.5	19.1
	Q ₇₅	103.0	91.1	114.0	54.9	61.8	54.4	131.0	40.7
Arten [n]	Md	¹ 25.0	25.5	25.0	¹ 24.0	24.0	25.0	² 36.0	¹ 21.0
	Q ₂₅	22.0	22.0	23.0	21.0	22.0	19.0	31.0	20.0
	Q ₇₅	29.0	28.5	30.0	26.0	27.0	26.0	38.0	28.0
Diversität [H _s]	Md	¹ 2.36	2.32	2.39	² 2.57	2.62	2.56	^{1,2} 2.49	^{1,2} 2.47
	Q ₂₅	2.10	2.07	2.15	2.34	2.19	2.43	2.22	2.21
	Q ₇₅	2.53	2.52	2.53	2.70	2.74	2.70	2.71	2.56
Evenness	Md	¹ 0.71	0.71	0.72	² 0.82	0.80	0.82	^{1,2} 0.71	^{1,2} 0.75
	Q ₂₅	0.66	0.68	0.65	0.77	0.70	0.78	0.62	0.74
	Q ₇₅	0.76	0.76	0.76	0.85	0.84	0.86	0.76	0.82

A. gregaria war im Jahr 2003 in fast allen Gemeinschaften eudominant und mit 100 % Stetigkeit nachgewiesen worden. *P. rotundicollis* wurde nur in Acker-Gemeinschaften mit konventioneller Bewirtschaftung dominant bis subdominant häufig (Tab. 24). In der Gemeinschaft „Umstellung“ hingegen war die Art aber selten und zu 54 % stetig. *A. fungi* kam zwar in allen Gemeinschaften vor, erreichte aber lediglich an den sieben Standorten der Gemeinschaften „Feldrand“ und „Feldrand Umstellung“ 100 % Stetigkeit.

P. cognatus und *P. carbonarius* können auch 2003 als charakteristische Arten für Raps gelten, da sie im „Raps“ dominant und zu 100 % stetig waren. *P. cognatus* dominierte in den Gemeinschaften „Feldrand“, „Umstellung“ und „Feldrand Umstellung“. *L. longelytrata*, die schon 2002 kaum erfasst wurde, kam auch 2003 nur in der kleinen Gemeinschaft „Feldrand“ mit hoher Abundanz vor.

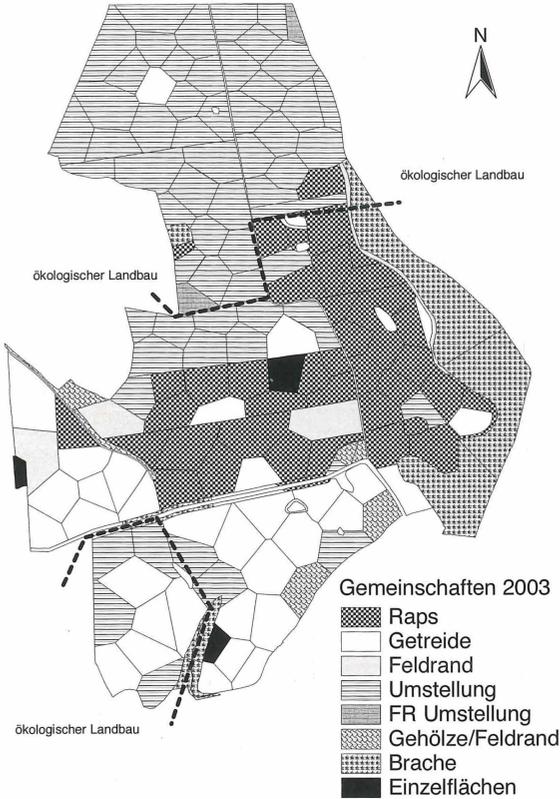


Abb. 31: Räumliche Verteilung von Kurzflügelkäfer-Gemeinschaften des Jahres 2003.

Die ungenutzten Flächen aus Knicks, Söllen und Brachen verteilten sich 2003 auf nahezu alle Gemeinschaften. In der Gemeinschaft „Gehölze/Feldrand“ lagen von sieben Standorten fünf in Söllen und Brachen, zwei randnah im Acker. Die Gemeinschaft „Brache“ fasste acht Standorte in nassen bis feuchten Dauerbracheflächen in der Duvenseebach-Niederung, im Durchbruchtal des Peperlandgrabens sowie in der Dauerbrache neben dem Feld Abenrade zusammen. In der Gemeinschaft „Gehölze/Feldrand“ traten sechs typische Arten der Felder mit hoher Stetigkeit auf, von denen nur *A. gregaria* eudominant war. Lediglich in dieser Gemeinschaft trat *T. hypnorum* subdominant auf, nachdem er 2001 häufig und sehr stetig, danach aber nur noch in geringer Abundanz vorkam. Mit *A. rugosus* und *A. sculpturatus* erreichten zwei Arten des feuchten bis nassen Grünlandes in der Gemeinschaft „Gehölze/Feldrand“ subdominante Häufigkeit. Allerdings konnten *A. rugosus* wie auch *A. fungi* und *Oxypoda acuminata* nicht zu einer bestimmten Gemeinschaft gestellt werden, da diese drei Arten im Jahr 2003 sehr stetig in fast allen Gemeinschaften auftraten. In der Gemeinschaft „Brache“ dominierten mit *T. signatus*, *P. decorus* und *Olophrum assimile* Arten des nassen Wirtschaftsgrünlandes oder der Feuchtbrachen. Subdominant häufig waren hier *Quedius nitipennis* und *A. gregaria*.

Tab. 24: Kenngrößen der Kurzflügelkäfer-Gemeinschaften nach der Average-Cluster-Analyse für das Jahr 2003. Signifikante Unterschiede sind durch unterschiedliche Hochzahlen markiert. Kruskal-Wallis-Median-Test ($p < 0,05$). M: Mittelwert; Sa: Standardabweichung; D: Dominanz [%], - : < 1 %; S: Stetigkeit [%], . : nicht erfasst.

Standorte [n]	Raps 42		Getreide 41		FR 1 5		Umstellung 59		FR Umst. 2		Gehölze/FR 7		Brache 8	
	M	Sa	M	Sa	M	Sa	M	Sa	M	Sa	M	Sa	M	Sa
Individuen [n/100Ft]	¹ 126.3	54.9	² 86.4	48.6	89.1	42.9	² 93.6	54.7	105.1	24.3	65.3	49.0	² 62.5	42.2
Arten [n]	22.4	5.9	20.9	5.2	22.0	6.8	20.4	6.9	30.5	7.8	24.9	8.0	27.9	6.5
Diversität [HS]	2.04	0.46	1.84	0.47	2.15	0.42	2.02	0.63	2.52	0.62	2.15	0.80	2.47	0.34
Evenness	0.66	0.13	0.61	0.15	0.70	0.09	0.68	0.18	0.74	0.13	0.67	0.23	0.75	0.10
Abstand [m]	¹ 67.0	65.7	¹ 58.8	55.3	31.2	39.4	¹ 67.2	48.3	13.5	19.1	13.9	23.9	² 0.0	0.0
C _{org} [%]	4.5	4.1	4.3	2.5	5.1	1.8	4.0	2.4	10.7	9.8	17.3	15.1	15.5	16.7
pH	¹ 6.4	0.6	¹ 6.5	0.5	6.3	1.1	² 5.9	0.5	6.6	0.3	¹ 6.8	0.7	¹ 6.9	0.5
Sandgehalt [%]	61.3	10.1	62.1	7.2	49.3	12.5	64.1	8.3	55.2	14.3	47.7	21.0	49.0	16.7
Wildkraut [Klasse]	2.5	1.7	2.8	1.7	2.0	1.7	2.0	1.4	1.0	0.0	2.0	1.7	1.0	0.0
Anbau	¹ 0.0	0.2	¹ 0.2	0.4	0.2	0.4	² 0.7	0.4	1.0	0.0	¹ 0.0	0.0	¹ 0.3	0.5
	D	S	D	S	D	S	D	S	D	S	D	S	D	S
<i>Aloconota gregaria</i>	35.4	100	47.9	100	31.3	100	31.9	100	26.7	100	34.1	100	8.0	100
<i>Philonthus rotundicollis</i>	8.2	83	12.6	98	7.6	100	1.0	54	1.8	100	2.5	71	1.3	50
<i>Xantholinus linearis</i>	6.0	90	5.7	100	2.3	100	6.1	97	.	50	2.1	100	2.3	88
<i>Philonthus cognobarius</i>	7.9	100	1.3	71	4.0	80	1.0	56	.	.	1.2	86	.	38
<i>Philonthus cognatus</i>	13.5	100	1.7	59	5.4	100	5.6	69	11.8	100	.	14	.	13
<i>Lesteva longelytrata</i>	1.7	60	1.3	44	22.0	100	1.5	47	3.2	100	.	.	.	13
<i>Liogluta alpestris</i>	4.6	90	4.2	98	3.5	100	15.3	100	3.0	100	.	71	.	38
<i>Tachinus fimetarius</i>	1.5	50	.	22	.	40	8.3	78	3.9	100	.	29	.	13
<i>Atheta fungi</i>	3.3	83	3.8	95	3.1	100	4.4	90	5.4	100	2.5	86	2.5	75
<i>Atheta laticollis</i>	.	21	.	10	.	20	.	31	11.1	100
<i>Proteinus laevigatus</i>	.	10	.	12	.	20	.	8	5.2	100	.	14	.	13
<i>Tachyporus hypnorum</i>	1.1	81	1.3	78	.	80	1.4	75	.	50	13.7	100	1.4	63
<i>Anotylus rugosus</i>	1.0	74	1.6	93	3.0	80	3.3	88	4.2	50	5.7	100	4.7	100
<i>Anotylus sculpturatus</i>	.	10	.	10	.	.	.	3	.	50	5.1	57	.	38
<i>Tachinus signatus</i>	1.2	69	1.3	49	.	60	.	8	.	100	3.2	57	13.5	88
<i>Philonthus decorus</i>	.	17	.	29	.	.	.	3	.	50	1.4	43	12.2	50
<i>Olophrum assimile</i>	50	.	29	11.4	63
<i>Quedius nitipennis</i>	.	10	.	5	.	.	.	3	.	50	.	29	9.5	75
<i>Aleochara bilineata</i>	2.2	71	3.1	66	.	40	2.9	69	.	.	.	14	.	25
<i>Aleochara bipustulata</i>	1.2	55	.	29	.	60	2.6	66	.	50	.	29	.	13
<i>Oxyopoda acuminata</i>	1.0	69	1.6	80	.	40	.	63	.	100	2.6	71	1.3	75
<i>Lathrobium fulvipes</i>	1.0	88	1.6	80	1.2	80	.	69	.	.	2.1	71	.	38
<i>Amischa analis</i>	.	76	2.1	78	1.9	80	2.6	85	1.7	100	1.1	71	.	63
<i>Xantholinus longiventris</i>	.	74	.	71	.	60	1.1	78	.	.	1.2	86	.	38
<i>Tachyporus obtusus</i>	.	40	.	51	.	40	1.6	69	25
<i>Amischa decipiens</i>	.	31	.	20	3.3	40	.	17	.	50
<i>Gyrophypnus angustatus</i>	.	50	.	39	.	60	1.0	54	.	50	.	43	.	38
<i>Oxyopoda brachyptera</i>	.	19	.	7	.	20	.	32	2.0	100	.	14	.	13
<i>Oxyopoda opaca</i>	.	26	.	29	.	40	.	34	3.3	100	.	14	.	38
<i>Gabrieus brevivent</i>	.	40	.	17	.	40	.	22	1.2	100	.	.	.	38
<i>Acrotona parvula</i>	.	2	.	5	.	20	.	5	1.1	50
<i>Gabrieus subnigritulus</i>	.	14	.	5	.	20	.	27	1.3	50	.	.	.	25
<i>Atheta elongatula</i>	.	21	.	34	.	60	.	46	1.4	50	.	14	.	75
<i>Oxyopoda brevicornis</i>	.	14	.	10	.	.	.	14	1.8	50	.	.	.	38
<i>Atheta triangulum</i>	.	52	.	51	.	20	.	49	.	50	1.3	57	1.0	50
<i>Tachyporus dispar</i>	.	21	.	34	.	20	.	20	.	50	2.7	71	1.6	88

	D	S	D	S	D	S	D	S	D	S	D	S	D	S
<i>Atheta crassicornis</i>	-	19	-	12	.	.	-	17	.	.	2.9	43	-	25
<i>Lathrobium brunnipes</i>	-	17	-	27	-	40	-	7	.	.	-	57	1.4	63
<i>Liogluta pagana</i>	-	5	-	20	.	.	-	2	.	.	-	29	3.9	50
<i>Anthobium unicolor</i>	-	7	-	7	-	43	1.7	50
<i>Stenus pusillus</i>	.	.	-	2	-	14	1.3	38
<i>Carpelimus corticinus</i>	-	7	-	3	-	50	-	14	1.0	25

Die Standorte der drei Feld-Gemeinschaften „Raps“, „Getreide“ und „Umstellung“ unterschieden sich im Abstand zum Feldrand von den Standorten der Gemeinschaft „Brache“. Der Boden der Gemeinschaft „Umstellung“ war im Mittel saurer als in allen anderen Feld-Gemeinschaften mit Ausnahme der sehr heterogenen Gemeinschaft „Feldrand“. In der Artenzahl, der Artenvielfalt und der Evenness gab es keine Unterschiede zwischen den sieben Gemeinschaften. Nur in der Anzahl der Individuen unterschied sich die Gemeinschaft „Raps“ mit 126,3 Ind./100Ft signifikant von den Gemeinschaften „Getreide“, „Umstellung“ und „Brache“ mit maximal 93,6 Ind./100Ft.

Nach der TWINSPAN-Analyse war in der Gemeinschaft „Acker“ *P. cognatus* Indikatorart, die in den Vorjahren für Raps- und Erbsenfelder als Indikator aufgetreten war (Abb. 32). *P. cognatus* bevorzugte offenbar feuchte, beschattete oder stärker verunkrautete Felder, wie die Raps-, Erbsen- und Umstellungsflächen. Als weiterer Indikator trat *Aleochara bilineata* 2003 für den gesamten Ackerbereich auf. Wie 2002 teilte sich der „Acker“ in die Gemeinschaften „Konventionell“ und „Ökologisch“. Die ökologischen Standorte übertrafen in Artenvielfalt und Evenness die konventionelle Anbaufläche, die mehr Individuen aufwies. Die Indikatorarten waren zum Teil dieselben wie im Vorjahr. Für den konventionell bewirtschafteten Bereich waren es erneut *P. rotundicollis*, *T. signatus* und *A. gregaria*, während in den ökologischen Flächen wieder *A. rugosus*, *Tachinus fimetarius* und *L. alpestris* Indikatorarten waren.

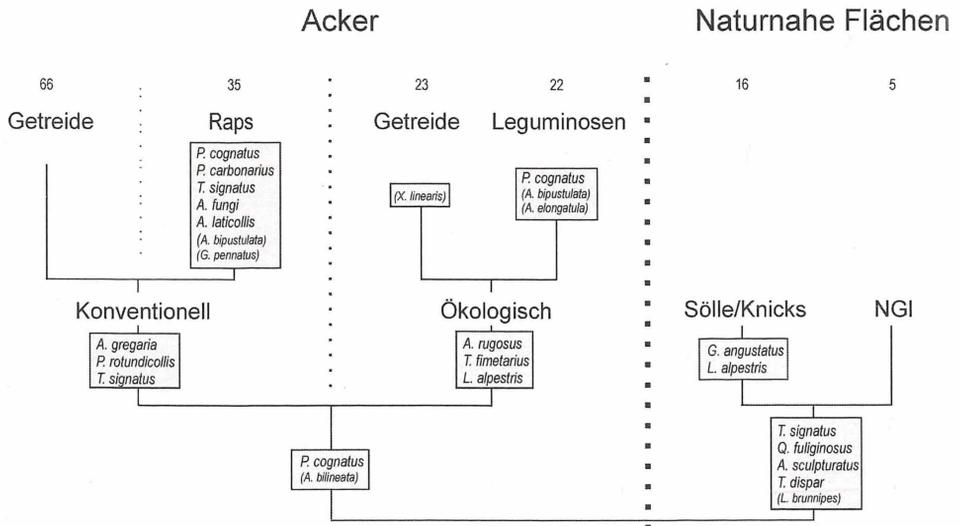


Abb. 32: Gruppierung und Indikatorarten der Kurzflügelkäfer nach der TWINSPAN-Analyse mit Anzahl der Standorte/Gruppe für das Jahr 2003; NGI: Nasses Grünland.

Tab. 25: TWINSPAN-Gruppen 2003 der Kurzflügelkäfer mit ihren Kenngrößen; signifikante Unterschiede gemäß Kruskal-Wallis-Median-Test markiert durch unterschiedliche Hochzahlen. Getr.: Getreide, Leg.: Leguminosen, M: Mittelwert, Sa: Standardabweichung, Md: Median, Q₂₅, Q₇₅: Quartile.

		Acker						Naturnahe Flächen	
		Konventionell			Ökologisch			Sölle/ Knicks	NGI
		Total	Getr.	Raps	Total	Getr.	Leg.	Total	Total
Standorte [n]		101	66	35	45	23	22	16	5
Abstand [m]	M	¹ 49.0	51.5	48.0	¹ 62.0	71.0	49.0	² 0.0	² 0.0
	Sa	57.9	58.6	56.3	49.1	55.2	39.0	0.0	0.0
C _{org} [%]	M	¹ 3.6	3.6	3.7	¹ 3.6	3.8	3.6	² 5.1	² 41.1
	Sa	3.7	2.8	5.1	0.4	0.4	0.4	11.5	16.2
Sand ges. [%]	M	^{1,2} 61.3	61.7	61.1	² 65.6	65.6	65.2	¹ 57.1	¹ 30.8
	Sa	9.3	9.5	9.1	7.7	8.0	7.6	16.1	16.2
pH	M	¹ 6.4	6.3	6.7	² 5.7	5.8	5.7	¹ 7.0	¹ 6.9
	Sa	0.6	0.6	0.7	0.4	0.4	0.3	0.7	0.4
Wildkraut [Klasse]	M	¹ 3.0	4.0	1.0	² 1.0	1.0	1.0	² 1.0	^{1,2} 1.0
	Sa	1.7	1.6	1.1	0.9	1.0	0.6	0.5	0.0
Individuen [n/100Ft]	Md	¹ 96.2	90.0	119.9	² 73.9	55.0	96.9	^{1,2} 83.2	² 40.7
	Q ₂₅	68.9	59.2	92.9	53.2	33.0	73.9	47.7	12.4
	Q ₇₅	147.9	123.3	152.0	101.9	74.3	115.2	120.9	46.1
Arten [n]	Md	¹ 20.0	17.0	25.0	¹ 20.0	18.0	26.0	² 29.5	^{1,2} 23.0
	Q ₂₅	16.0	15.0	21.0	16.0	13.0	23.0	25.0	22.0
	Q ₇₅	24.0	22.0	29.0	26.0	20.0	28.5	32.0	33.0
Diversität [H _s]	Md	¹ 2.01	1.66	2.25	² 2.20	2.03	2.57	^{1,2} 2.27	^{1,2} 2.68
	Q ₂₅	1.51	1.16	2.16	2.03	1.79	2.20	1.90	2.43
	Q ₇₅	2.24	2.04	2.41	2.56	2.20	2.80	2.61	2.90
Evenness	Md	¹ 0.65	0.57	0.72	² 0.76	0.73	0.79	^{1,2} 0.65	² 0.81
	Q ₂₅	0.51	0.42	0.67	0.69	0.68	0.73	0.57	0.78
	Q ₇₅	0.73	0.70	0.75	0.82	0.81	0.82	0.76	0.94

Beide Gemeinschaften teilten sich wie im Vorjahr in Getreide- und Raps-, bzw. Getreide- und Erbsenflächen auf. Die Gruppe „Getreide“ im konventionellen Teil der Hoffläche hatte eine signifikant geringere Artenvielfalt und Evenness als die Standorte der Gruppe „Raps“, die stärker verunkrautet waren und das Niveau der umgestellten und der naturnahen Flächen erreichten (Tab. 25). Ähnlich stellten sich die Verhältnisse innerhalb der ökologischen Anbaufläche dar. Auch hier kamen in den Getreidefeldern deutlich weniger Individuen vor als in den Leguminosen, in denen Artenzahl und -vielfalt höher lag als in den Getreidefeldern. Im Vergleich zu den konventionellen Gruppen waren die Unterschiede zwischen den ökologischen Getreide- und Leguminosen-Feldern signifikant (Abb. 33). In der Gemeinschaft des konventionellen Getreides wurde keine Indikatorart ausgewiesen. Wie im Vorjahr präferierte *P. carbonarius* Raps, während *P. cognatus* allgemein die Anbauflächen mit Schotenfrüchten bevorzugte, da sie sowohl für Raps als auch für die ökologisch bewirtschafteten Leguminosen 2002 und 2003 Indikatorart war.

In den naturnahen Flächen kamen *Q. fuliginosus* und *A. sculpturatus* als Indikatorarten vor sowie *Tachyporus dispar*, der in den Vorjahren nicht ausgewiesen wurde. Die Flächen teilten sich wie in den Vorjahren in die Gemeinschaften „Sölle/Knicks“ und „Nasses Grünland“. Indikatorarten der „Sölle/Knicks“ waren *G. angustatus* und *L. alpestris*. *G. angustatus* war 2001 für die zentralen Bereiche der Felder, 2002 für die ökologisch bewirtschafteten Felder charakteristisch. *L. alpestris* war 2001 Indikatorart der Ackerfläche, 2003 außer in der Gemeinschaft „Sölle/Knicks“ auch in den ökologisch bewirtschafteten Feldern. In den abiotischen und biotischen Parametern haben sich die Gemeinschaften „Konventionell“, „Ökologisch“, „Sölle/Knicks“ und „Nasses Grünland“ zum Vorjahr nicht verändert, lediglich der Unterwuchs mit Wildkräutern war 2003 sowohl unter konventionellem wie ökologischem Anbau angestiegen. Durch die Vergrößerung der ökologischen Anbaufläche von 2002 auf 2003 hatte die Anzahl der Standorte in dieser Gruppe von 29 auf 45 zugenommen. Im Jahr 2003 hatten Artenzahl, -vielfalt und Evenness in den Gruppen „Konventionell“, „Ökologisch“ und „Sölle/Knicks“ abgenommen, nur im „Nassen Grünland“ kam es zu einer Zunahme.

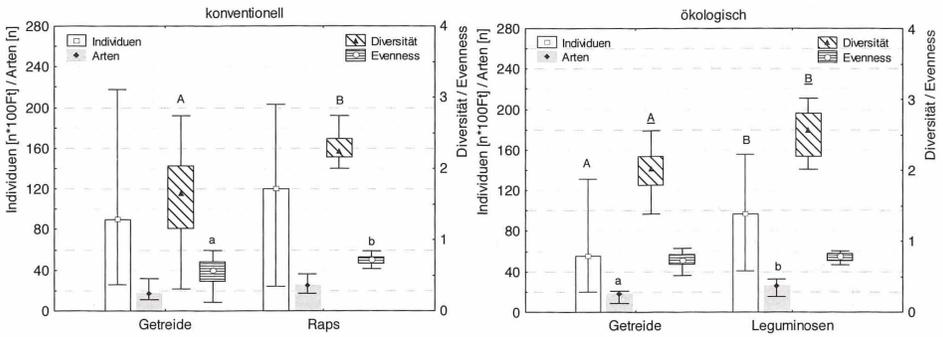


Abb. 33: Individuen- und Artenzahl sowie Artenvielfalt und Evenness von Kurzflüglern der Gruppen Getreide und Raps, bzw. Leguminosen im Jahr 2003; Signifikante Unterschiede mit $p < 0,05$ nach Kruskal-Wallis-Median-Test durch Buchstaben markiert.

4.8 Beziehung der Arten zu Standortfaktoren

Insgesamt 70 Laufkäfer- und 98 Staphyliniden-Arten waren nach der Spearman-Rang-Korrelation mit Umweltparametern wie Sand- oder Humusgehalt, pH-Wert, Entfernung zum Feldrand oder einer Kombination aus diesen korreliert (Tab. 26). Sie ließen sich nach diesen Kriterien in 10 Gruppen einteilen. Zu den Gruppen 1 bis 6 gehörten viele Arten, die vorwiegend in Knicks, Söllen, brachliegendem Grünland der Duvenseebach-Niederung und Stilllegungen vorkamen, während die Gruppen 9 und 10 viele Arten mit höheren Aktivitätsdichten in den Äckern als in den naturnahen Flächen enthielten.

Tab. 26: Korrelationskoeffizienten der Spearman-Rang-Korrelation der abiotischen Parameter. Verbreitung: Signifikante höhere Aktivitätsdichten in naturnahen Flächen (nnF) oder auf Äckern (A) in mindestens 2 der 3 Untersuchungsjahre (Mann-Whitney U-Test mit $p < 0,05$); Gr: Gruppen von Arten mit ähnlichen Umweltansprüchen.

Gr	Art	Sand [%]	Corg [%]	pH	Abstand [m]	Verbreitung
1	<i>Agonum viduum</i>	-0.24	0.43	0.31	-0.39	nnF
	<i>Badister sodalis</i>	-0.22	0.40	0.18	-0.43	nnF
	<i>Bembidion guttula</i>	-0.21	0.48	0.28	-0.41	nnF
	<i>Carabus granulatus</i>	-0.26	0.40	0.22	-0.23	
	<i>Chlaenius nigricornis</i>	-0.21	0.25	0.19	-0.22	nnF
	<i>Pterostichus anthracinus</i>	-0.16	0.37	0.18	-0.38	nnF
	<i>Pterostichus diligens</i>	-0.16	0.31		-0.22	nnF
	<i>Pterostichus niger</i>	-0.24	0.41	0.33	-0.20	
	<i>Pterostichus vernalis</i>	-0.17	0.38	0.20	-0.33	nnF
	<i>Anotylus sculpturatus</i>	-0.16	0.41	-0.20	-0.44	nnF
	<i>Anthobium unicolor</i>	-0.20	0.50		-0.51	nnF
	<i>Carpelimum corticinus</i>	-0.21	0.42	0.18	-0.31	nnF
	<i>Lathrobium impressum</i>	-0.16	0.21		-0.27	nnF
	<i>Ocypus brunnipes</i>	-0.20	0.36	0.16	-0.32	nnF
	<i>Olophrum assimile</i>	-0.23	0.41	0.15	-0.46	nnF
	<i>Philonthus marginatus</i>	-0.19	0.25		-0.24	nnF
	<i>Quedius nitipennis</i>	-0.20	0.25		-0.34	nnF
	<i>Rugilus erichsoni</i>	-0.18	0.16			nnF
	<i>Stenus fulvicornis</i>	-0.20	0.33		-0.27	nnF
	<i>Stenus pallipes</i>	-0.19	0.19			
<i>Tachinus signatus</i>	-0.20	0.44	0.31	-0.59	nnF	
<i>Tasgius morsitans</i>	-0.18	0.18		-0.18		
2	<i>Elaphrus riparius</i>	-0.18				
	<i>Nebria brevicollis</i>	-0.16		0.44	-0.28	
	<i>Callicerus obscurus</i>	-0.30		0.30		
	<i>Ilyobates nigricollis</i>	-0.16				
	<i>Philonthus addendus</i>	-0.21			-0.15	
<i>Philonthus succicola</i>	-0.16			-0.21		
3	<i>Bembidion gilvipes</i>		0.27	0.19	-0.25	nnF
	<i>Patrobus atrorufus</i>		0.37	0.21	-0.33	nnF
	<i>Pterostichus nigrita</i>		0.42	0.31	-0.39	nnF
	<i>Liogluta pagana</i>		0.38	0.15	-0.48	nnF
	<i>Ocalea picata</i>		0.18	0.20	-0.18	
	<i>Philonthus debilis</i>		0.16	0.20	-0.21	
	<i>Philonthus fumarius</i>		0.32	0.19	-0.33	nnF
	<i>Stenus junco</i>		0.27	0.21	-0.20	nnF
<i>Stenus similis</i>		0.19	0.15			
4	<i>Acupalpus exiguus</i>		0.25		-0.17	nnF
	<i>Agonum fuliginosum</i>		0.30		-0.35	nnF
	<i>Amara communis</i>		0.26		-0.28	nnF
	<i>Anisodactylus binotatus</i>		0.20		-0.28	nnF
	<i>Badister bullatus</i>		0.17		-0.20	

Gr	Art	Sand [%]	Corg [%]	pH	Abstand [m]	Verbreitung
	<i>Badister lacertosus</i>		0.31		-0.32	nnF
	<i>Bembidion biguttatum</i>		0.38		-0.29	nnF
	<i>Bembidion tetracolum</i>		0.17		-0.22	
	<i>Bembidion mannerheimii</i>		0.20		-0.23	
	<i>Bembidion varium</i>		0.20		-0.20	
	<i>Bradycellus harpalinus</i>		0.28		-0.29	
	<i>Calathus rotundicollis</i>		0.19		-0.24	nnF
	<i>Carabus coriaceus</i>		0.26		-0.44	nnF
	<i>Carabus hortensis</i>		0.23		-0.24	
	<i>Carabus nemoralis</i>		0.19		-0.41	nnF
	<i>Dyschirius globosus</i>		0.26		-0.29	nnF
	<i>Elaphrus cupreus</i>		0.20		-0.26	
	<i>Leistus rufomarginatus</i>		0.26		-0.27	nnF
	<i>Leistus terminatus</i>		0.29		-0.30	nnF
	<i>Notiophilus palustris</i>		0.20		-0.27	nnF
	<i>Oodes helopioides</i>		0.25		-0.20	nnF
	<i>Ophonus rufibarbis</i>		0.18		-0.16	
	<i>Oxypselaphus obscurus</i>		0.23		-0.28	nnF
	<i>Pterostichus minor</i>		0.28		-0.31	nnF
	<i>Pterostichus strenuus</i>		0.52		-0.64	nnF
	<i>Trechus obtusus</i>		0.33		-0.35	nnF
	<i>Anthobium atrocephalum</i>		0.19		-0.21	nnF
	<i>Atheta elongatula</i>		0.26		-0.21	
	<i>Atheta graminicola</i>		0.16		-0.26	nnF
	<i>Calodera nigrita</i>		0.25		-0.19	
	<i>Encephalus complicans</i>		0.17		-0.18	nnF
	<i>Euaesthetus laeviusculus</i>		0.31		-0.27	nnF
	<i>Euaesthetus ruficapillus</i>		0.22		-0.25	nnF
	<i>Geotiba circellaris</i>		0.29		-0.35	nnF
	<i>Lathrobium brunnipes</i>		0.27		-0.23	nnF
	<i>Micropeplus mariettii</i>		0.18		-0.25	nnF
	<i>Ocalea badia</i>		0.23		-0.30	nnF
	<i>Olophrum piceum</i>		0.31		-0.31	nnF
	<i>Omalius rivulare</i>		0.24		-0.17	nnF
	<i>Othius myrmecophilus</i>		0.24		-0.21	nnF
	<i>Othius punctulatus</i>		0.40		-0.41	nnF
	<i>Oxypoda elongatula</i>		0.28		-0.26	nnF
	<i>Philonthus decorus</i>		0.32		-0.52	nnF
	<i>Proteinus atomarius</i>		0.24		-0.26	
	<i>Quedius fuliginosus</i>		0.38		-0.53	nnF
	<i>Quedius molochinus</i>		0.36		-0.38	nnF
	<i>Rugilus rufipes</i>		0.34		-0.37	nnF
	<i>Stenus bimaculatus</i>		0.36		-0.35	nnF
	<i>Tachinus corticinus</i>		0.20		-0.34	nnF
	<i>Tachinus marginellus</i>		0.31		-0.40	nnF
	<i>Tasgius melanarius</i>		0.37		-0.38	nnF

Gr	Art	Sand [%]	Corg [%]	pH	Abstand [m]	Verbreitung
	<i>Stenus cicindeloides</i>		0.17		-0.18	
	<i>Stenus pusillus</i>		0.27		-0.27	nnF
	<i>Stenus tarsalis</i>		0.20		-0.21	
	<i>Tachyporus dispar</i>		0.32		-0.31	
5	<i>Abax parallelepipedus</i>		0.20			nnF
	<i>Agonum sexpunctatum</i>		0.17			
	<i>Anthracus consputus</i>		0.18			
	<i>Bembidion lampros</i>		0.16			
	<i>Bembidion lunulatum</i>		0.21			nnF
	<i>Stomis pumicatus</i>		0.17			
	<i>Aleochara curtula</i>		0.23			nnF
	<i>Atheta crassicornis</i>		0.17			nnF
	<i>Atheta fungicola</i>		0.19			
	<i>Atheta laticollis</i>		0.18			
	<i>Atheta ravilla</i>		0.15			
	<i>Atheta volans</i>		0.22			nnF
	<i>Carpelimus elongatulus</i>		0.17			
	<i>Gabrius trossulus</i>		0.16			
	<i>Quedius suturalis</i>		0.18			
	<i>Staphylinus dimidiaticornis</i>		0.17			
	<i>Stenus boops</i>		0.19			
6	<i>Bembidion obtusum</i>			0.16		
	<i>Limodromus assimilis</i>			0.27	-0.33	nnF
	<i>Aleochara brevipennis</i>			0.15		
	<i>Oxygaster acuminata</i>			0.19	-0.19	nnF
7	<i>Carabus violaceus</i>			-0.16		
	<i>Harpalus rufipalpis</i>			-0.16	0.17	
	<i>Poecilus cupreus</i>			-0.16	0.29	A
	<i>Synuchus vivalis</i>			-0.27		
	<i>Atheta negligens</i>			-0.18		
	<i>Atheta amplicollis</i>			-0.18		
	<i>Oxygaster brachyptera</i>			-0.19		
	<i>Oxygaster brevicornis</i>			-0.32		
	<i>Mycetoporus longulus</i>			-0.28	0.35	
	<i>Mycetoporus bimaculatus</i>			-0.29	0.21	
	<i>Tachyporus obtusus</i>			-0.38	0.25	A
8	<i>Platynus livens</i>				-0.16	nnF
	<i>Amara aulica</i>				-0.17	nnF
	<i>Badister peltatus</i>				-0.16	nnF
	<i>Harpalus latus</i>				-0.24	nnF
	<i>Notiophilus biguttatus</i>				-0.15	A
	<i>Paradromius linearis</i>				-0.16	
	<i>Stenolophus mixtus</i>				-0.15	
	<i>Philonthus laminatus</i>				-0.18	nnF
	<i>Philonthus splendens</i>				-0.16	
	<i>Plataraea brunnea</i>				-0.20	
	<i>Tachinus laticollis</i>				-0.35	nnF

Gr	Art	Sand [%]	Corg [%]	pH	Abstand [m]	Verbreitung
9	<i>Amara aenea</i>	0.22				
	<i>Bembidion quadrimaculatum</i>	0.22	-0.20	-0.25		A
	<i>Calathus cinctus</i>	0.24	-0.37		0.20	A
	<i>Calosoma auropunctatum</i>	0.17				
	<i>Harpalus rubripes</i>	0.18		-0.17		
	<i>Poecilus versicolor</i>	0.20				
	<i>Pterostichus melanarius</i>	0.27	-0.54	-0.48	0.62	A
	<i>Aleochara bilineata</i>	0.28	-0.33	-0.19	0.39	A
	<i>Aleochara bipustulata</i>	0.26	-0.36	-0.36	0.27	A
	<i>Amischa analis</i>	0.19		-0.30		A
	<i>Atheta fungi</i>	0.22	-0.36	-0.33	0.30	A
	<i>Gyrophypnus angustatus</i>	0.30		-0.55	0.16	
	<i>Heterothops dissimilis</i>	0.16				
	<i>Ischnosoma splendidum</i>	0.17	-0.20	-0.38	0.26	
	<i>Liogluta alpestris</i>	0.25	-0.36	-0.42	0.37	A
	<i>Oxyptoda annularis</i>	0.31	-0.31	-0.22	0.20	A
	<i>Oxyptoda exoleta</i>	0.18				
	<i>Oxyptoda haemorrhoea</i>	0.20				
<i>Philonthus carbonarius</i>	0.16	-0.42	0.17	0.26	A	
<i>Philonthus cognatus</i>	0.27	-0.35		0.27	A	
<i>Tachinus fimetarius</i>	0.28	-0.43	-0.34	0.38	A	
<i>Tachyporus hypnorum</i>	0.19	-0.30	-0.26	0.40		
<i>Xantholinus linearis</i>	0.29	-0.20	-0.39			
10	<i>Agonum muelleri</i>		-0.15		0.19	A
	<i>Anchomenus dorsalis</i>		-0.25		0.23	A
	<i>Harpalus affinis</i>		-0.29	-0.19	0.27	A
	<i>Loricera pilicornis</i>		-0.32		0.18	A
	<i>Atheta triangulum</i>		-0.27		0.22	
	<i>Dinaraea angustula</i>		-0.20	-0.16	0.26	A
	<i>Lathrobium fulvipenne</i>		-0.37		0.40	A
	<i>Philonthus rotundicollis</i>		-0.40	0.27	0.33	A
	<i>Xantholinus longiventris</i>		-0.26	-0.18	0.33	A
	<i>Xantholinus tricolor</i>		-0.30	-0.23	0.23	

Gruppe 1: Arten des feuchten Grünlands auf anmoorigen Böden: Negative Korrelationen mit dem Sand- und positive mit dem Humusgehalt kennzeichneten die Arten dieser Gruppe. Humusreiche Böden waren nur innerhalb der naturnahen Flächen zu finden, so dass nahezu alle Arten negativ mit dem Abstand zum Feldrand korrelierten. Die Arten dieser Gruppe sind meist Bewohner des nassen Grünlands, wie z.B. *Agonum viduum* (Abb. 34). Einige Arten dieser Gruppe sind in der Roten Liste der gefährdeten Käfer Schleswig-Holsteins aufgeführt. Zur Gruppe gehörten mit *Carabus granulatus* und *Pterostichus niger* auch zwei große Laufkäfer-Arten mit hohem Dispersions-Potential, die weit in die Äcker hineinliefen.

Gruppe 2: Arten der mineralischen, nicht sandigen Böden: Zwei Carabiden und vier Staphyliniden korrelierten negativ mit dem Sandgehalt, während der Humusgehalt und die übrigen Faktoren ohne Einfluss blieben. Auch die Nutzung als Acker oder naturnahe Fläche schien für diese Gruppe unerheblich zu sein, da sich die Mengen zwischen diesen

beiden Gruppen nicht unterschieden. Unter den drei Arten, die negativ mit dem Abstand korrelierten, wanderte *Nebria brevicollis* in allen Jahren aus den ungenutzten Flächen an der Weggabelung und aus dem südlich und westlich gelegenen Grünland, den Weiden und Brachen in den Acker ein (Abb. 35).

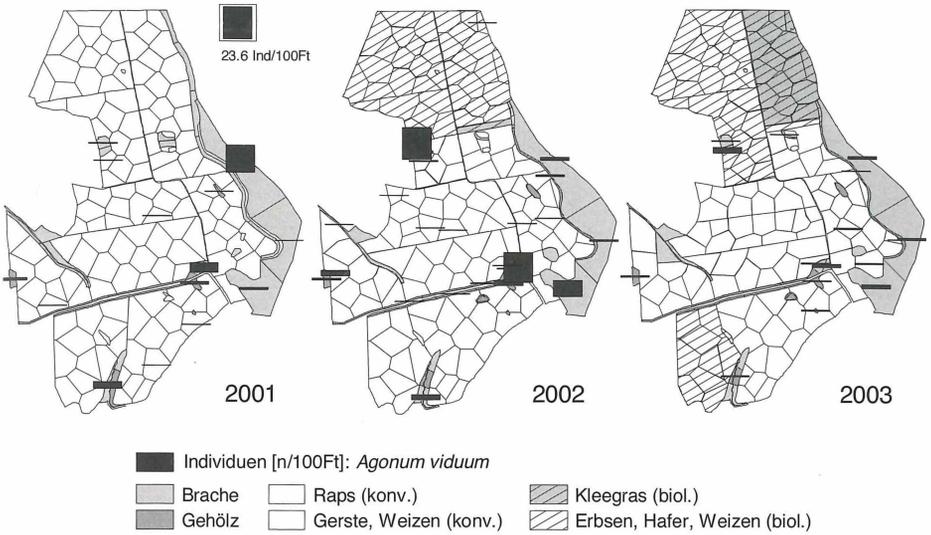


Abb. 34: Verbreitung von *Agonum viduum* in den Jahren 2001 bis 2003.

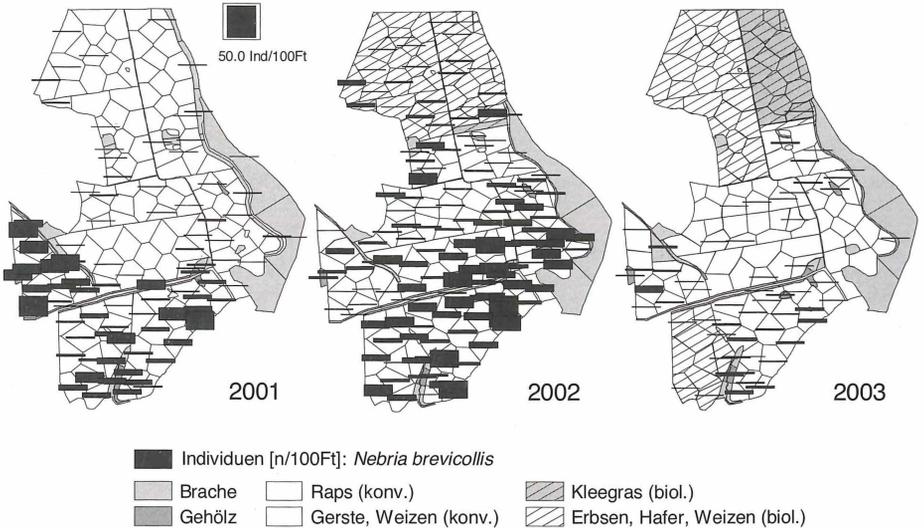


Abb. 35: Verbreitung von *Nebria brevicollis* in den Jahren 2001 bis 2003.

Gruppe 3: Arten anmooriger, basischer Böden außerhalb des Ackers: Positive Korrelation mit dem C_{org} -Gehalt und pH-Wert sowie überwiegend negative Korrelation mit dem Randabstand kennzeichneten die Eigenschaften der Gruppe 3. Die bevorzugten Standorte der meisten Arten lagen in den naturnahen Flächen, vor allem auf den Torf-

böden oder den anmoorigen Böden, z.B. *Patrobus atrorufus* (Abb. 36). Die Arten traten vornehmlich in den Randbereichen der Sölle oder im feuchten Grünland auf, was auch aus der negativen Beziehung zum Randabstand für die Mehrzahl der Arten deutlich wird. Die meisten Arten drangen kaum in den Acker ein, mit Ausnahme von *Pterostichus nigrita* und *Stenus junco*.

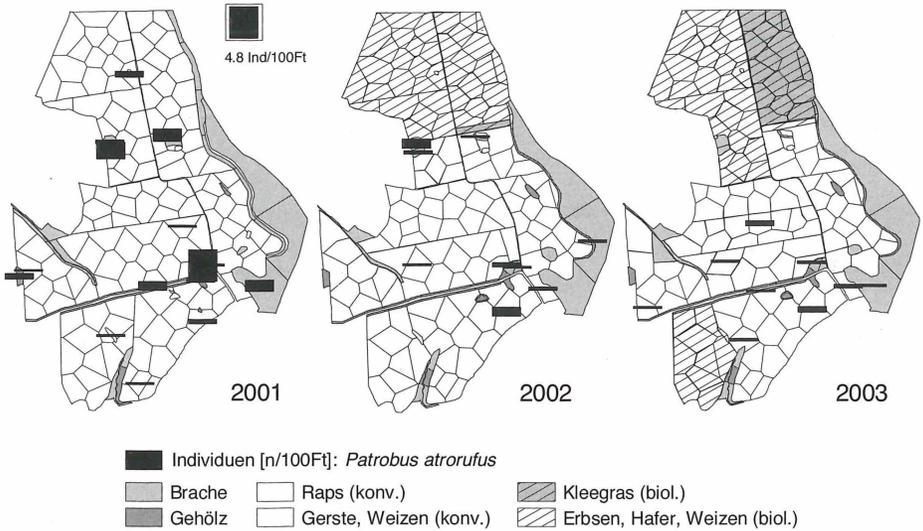


Abb. 36: Verbreitung von *Patrobus atrorufus* (Carab.) in den Jahren 2001 bis 2003.

Gruppe 4: Arten anmoorigen Böden außerhalb des Ackers: Positive Korrelation mit dem Humusgehalt und negative mit der Randentfernung kennzeichneten diese Gruppe. Gegenüber Gruppe 3 konnte keine positive Beziehung zu dem pH-Wert festgestellt werden, so dass auch saure Standorte mit humusreichen Böden besiedelt wurden. Mit 26 Laufkäfer- und 29 Kurzflügelkäfer-Arten handelte es sich um die artenreichste Gruppe, die überwiegend in den naturnahen Flächen mit höheren Mengen auftraten als im Acker. Einige Arten kamen nur in Knicks und ehemaligen Mergelgruben vor, andere, wie *Bembidion tetracolum*, *Ophonus rufibarbis* oder *Atheta elongatula*, traten in einem Jahr auch auf den Äckern häufig auf (Abb. 37). Sie bevorzugten dann Rapsfelder bzw. die umgestellten Schläge.

Gruppe 5: Arten auf humusreichen Böden: Die sechs Carabiden und elf Staphyliniden dieser Gruppe waren positiv mit dem Humusgehalt korreliert, wiesen aber keine Korrelation zum Feldrand auf. Die Verteilung war ähnlich der Gruppe 4, wobei nur für wenige Arten der Schwerpunkt signifikant innerhalb der naturnahen Flächen lag.

Gruppe 6: Arten auf basischen Böden: Je zwei Laufkäfer- und Kurzflügelkäfer-Arten waren positiv mit basischen Böden korreliert. Die negative Korrelation mit der Randentfernung von *Limodromus assimilis* (Carab.) und *Oxyptoda acuminata* (Staph.) hängt damit zusammen, dass sie 2002 und 2003 häufiger innerhalb der naturnahen Flächen vorkamen als auf dem Acker. Beide Arten drangen zahlreich in die Felder ein.

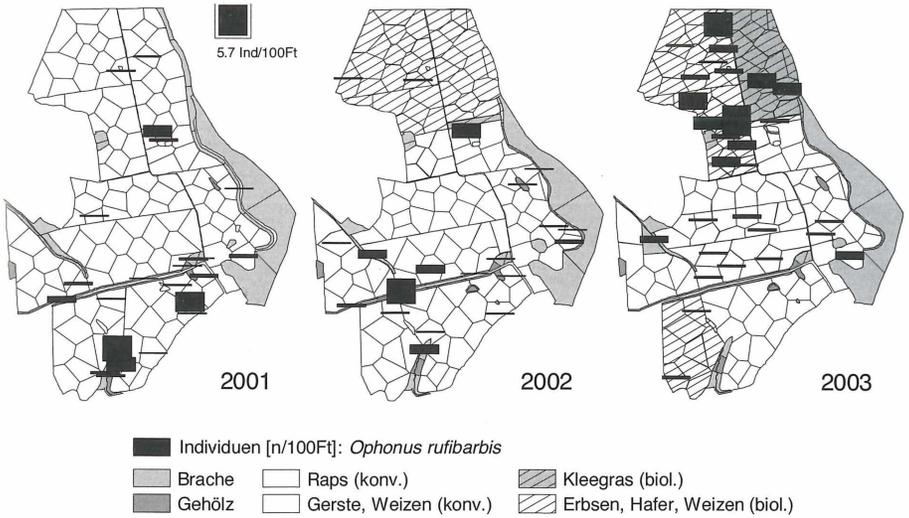


Abb. 37: Verbreitung von *Ophonus rufibarbis* in den Jahren 2001 bis 2003

Gruppe 7: Arten auf sauren Böden: Vier Laufkäfer- und sieben Kurzflügelkäfer-Arten waren negativ mit dem pH-Wert korreliert. Fünf Arten zeigten eine positive Korrelation zum Abstand, aber nur für zwei Arten konnte die Präferenz für den Acker mit dem U-Test nachgewiesen werden. Für *Poecilus cupreus* traf das in allen drei Jahren zu (Abb. 46), während *Tachyporus obtusus* erst ab der Umstellung 2002 signifikant häufiger auf dem Acker auftrat (Abb. 57). *Carabus violaceus*, der 2001 nur an zwei walddnahen Standorten der Raps-Felder Abenrade und Dachsberg nachgewiesen wurde, breitete sich 2002 vor allem an den östlichen Standorten am Waldrand aus und erreichte 2003 den Querweg und die weit vom Peperland Forst entfernten Standorte des konventionellen, unkrauteten Raps-Feldes Hellberg. Die Arten der Gruppe bevorzugten die Klee- und Erbsenschläge der Umstellungs-Felder. Keiner der Staphyliniden zeigte vor der Umstellung eine signifikante Bevorzugung des Ackers oder der naturnahen Flächen.

Gruppe 8: Arten der Ackerränder ohne Beziehung zu Bodeneigenschaften: Sieben Laufkäfer- und vier Kurzflügelkäfer-Arten waren negativ mit der Randentfernung korreliert, zeigten aber ansonsten keine Beziehung zu einem der untersuchten Bodenparametern. Sie waren daher in der Mehrzahl an den Rändern zu den naturnahen Flächen zu finden. *Notiophilus biguttatus* korrelierte zwar negativ mit der Randentfernung, trat aber in den Jahren 2001 und 2002 signifikant häufiger auf dem Acker auf als in den naturnahen Flächen. Dies kann auf vier Verbreitungszentren zurückgeführt werden, nämlich die Brache an der Weggabelung, das Durchbruchstal, die Ränder des Koppelbusch mit Peperlandgraben sowie die ehemalige Mergelgrube im Norden des Schleges Hellberg, von denen er die Ackerflächen besiedelte (Abb. 38).

Gruppe 9: Arten der Äcker auf lehmig-sandigen Böden: Im Gegensatz zu den Arten der ersten Gruppe bevorzugten die Arten dieser Gruppe sandige Bereiche. Hierzu gehören sieben Laufkäfer- und 16 Kurzflügelkäfer-Arten. Da die sandigen Böden in der Mehrzahl durch geringe Humusgehalte und hohen Säuregrad gekennzeichnet sind, haben viele der hier eingeordneten Arten eine negative Beziehung zum Humusgehalt und zum Boden pH. Elf Arten der Staphyliniden und zwei der Laufkäfer waren positiv mit

der Randentfernung korreliert, kamen daher vorwiegend auf den Äckern vor und mieden die naturnahen Flächen. Bei sechs von acht Staphyliniden-Arten mit Verteilungsschwerpunkt innerhalb des Ackers war dies in allen drei Jahren der Fall (Abb. 39). Von den sieben Laufkäfer-Arten der Gruppe kam nur *P. melanarius* in allen Jahren am häufigsten auf dem Acker vor (Abb. 47). Für zwei weitere Laufkäfer traf das in zwei von drei Jahren zu.

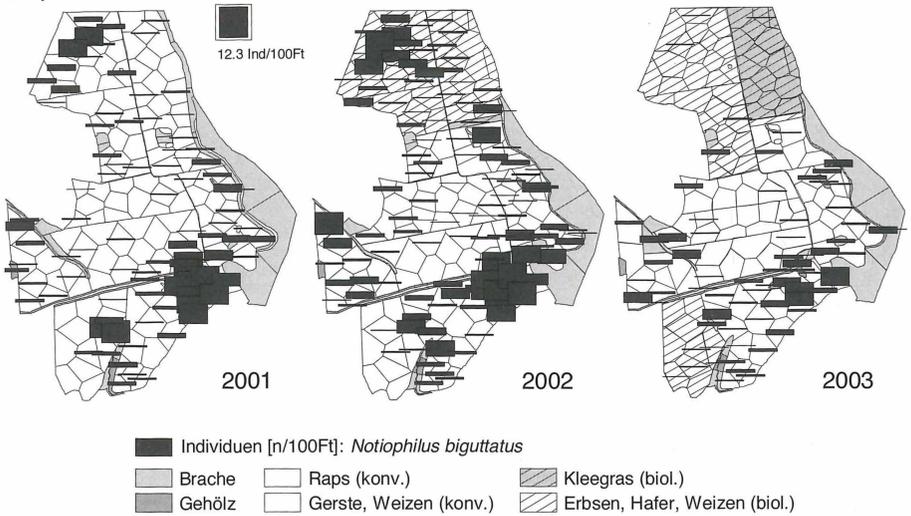


Abb. 38: Verbreitung von *Notiophilus biguttatus* in den Jahren 2001 bis 2003.

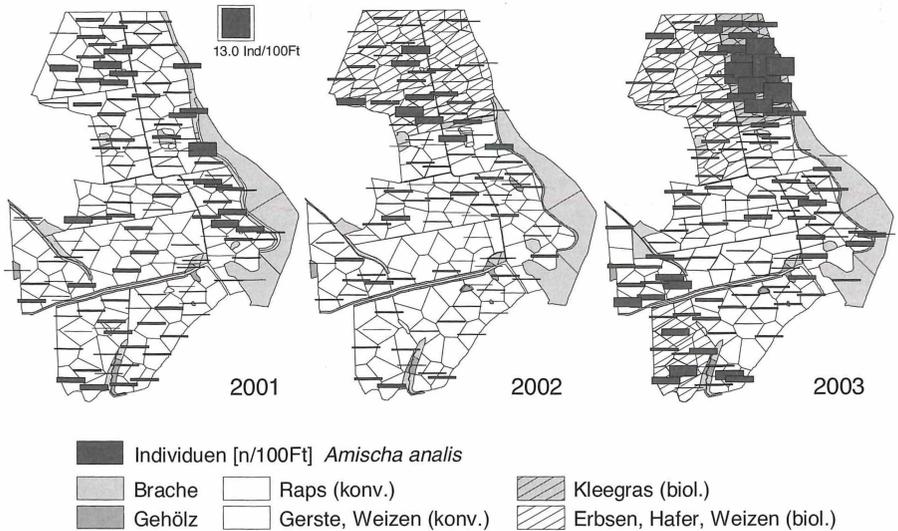


Abb. 39: Verbreitung von *Amischa analis* in den Jahren 2001 bis 2003.

Gruppe 10: Arten der Äcker auf mineralischen Böden: In dieser Gruppe sind Arten zusammengefasst, die eine negative Beziehung zum Humusgehalt des Boden aufwiesen und demnach vorwiegend mineralische Böden besiedelten, wie *Anchomenus dorsalis*

(Abb. 40). Im Unterschied zu der Gruppe 9 zeigten die Arten dieser Gruppe keine postive Abhängigkeit zum Sandgehalt. Alle Arten korrelierten positiv auf zunehmendem Randabstand und waren daher im zentralen Acker häufiger als an den Ackerrändern. Dies ist auch aus den Ergebnissen des U-Tests zwischen der Aktivitätsdichte auf dem Acker und den naturnahen Flächen abzuleiten, der für 8 von 10 Arten eine höhere Aktivitätsdichte an den Ackerstandorten zeigte.

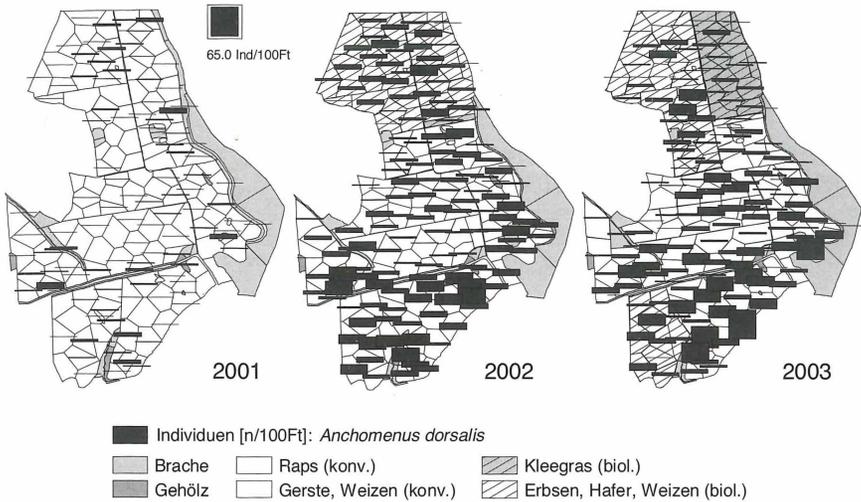


Abb. 40: Verbreitung von *Anchomenus dorsalis* in den Jahren 2001 bis 2003.

4.9 Zonierung von Käferarten auf der Ackerfläche

Die Varianzanalyse der zusammengefassten Daten aus den drei Jahren ergab für je 15 Carabiden- und Staphyliniden-Arten ein signifikant häufigeres Auftreten in einer oder mehr Entfernungsklassen im Acker (Tab. 27). Es konnten zwei Gruppen unterschieden werden. Drei Laufkäfer und ein Kurzflügelkäfer hatten ihren Verbreitungsschwerpunkt in den naturnahen Standorten. Die Arten kamen auch auf dem Acker vor, traten dort aber in signifikant geringerer Häufigkeit auf. 12 Laufkäfer- und 14 Kurzflügelkäfer-Arten bevorzugten dagegen die Ackerfläche als Lebensraum, ihre Aktivitätsdichte war in den naturnahen Flächen signifikant geringer.

Zur ersten Gruppe mit einem Verbreitungsschwerpunkt in den naturnahen Flächen (< 0 m-Klasse) gehörten *Limodromus assimilis*, *Carabus nemoralis* und *C. granulatus* sowie *Oxygaster acuminata*. *L. assimilis* und *C. nemoralis* wiesen hohe Aktivitätsdichten außerhalb der Felder und auf den Feldern bis 30 Meter Entfernung vom Rand auf. Bereits ab 60 m war die Aktivitätsdichte signifikant geringer als in den Randbereichen. *C. granulatus* kam in einem Bereich bis 120 m Feldtiefe vor. Seine Aktivitätsdichte im Randbereich der Felder bis 30 m unterschied sich nicht von den naturnahen Flächen. Die Zonen zwischen 30 und 120 m bildeten einen Übergang zwischen den Rändern und der zentralen Feldfläche. Entlang des Entfernungsgradienten verminderte sich daher die Aktivitätsdichte von *C. granulatus* sukzessive mit ansteigendem Randabstand.

Der Kurzflügelkäfer *O. acuminata* hatte ebenfalls außerhalb des Ackers die höchste Aktivitätsdichte, aber ein Unterschied zur Aktivitätsdichte an Feld-Standorten der 60 m- und der 240 m-Klasse bestand nicht. An den randnahen Feld-Standorten der 30 m-Klasse

und an den Standorten der 120 m-Klasse war die Häufigkeit von *O. acuminata* signifikant geringer als an Standorten ohne ackerbauliche Nutzung. Die Standorte innerhalb der Ackerfläche ließen sich hinsichtlich der Aktivitätsdichte nicht unterscheiden, so dass sich insgesamt eine heterogene Verteilung des Kurzflügelkäfers darstellte. Eine mögliche Ursache für diese offenbar nicht durch die Distanz beeinflusste Verteilung kann die Flugfähigkeit von *O. acuminata* gewesen sein. Während sich die Hauptaktivität jährlich von April bis Juni auf die wenigen Standorte innerhalb der naturnahen Flächen beschränkte, wurde der Kurzflügelkäfer im Oktober/November überall zahlreich auf den frisch eingesäten Feldern erfasst. Dort trat *O. acuminata* auch während des Winters in geringer Aktivitätsdichte auf.

Tab. 27: Mediane (Ind./100 Ft) für die Entfernungsgruppen der Lauf- und Kurzflügelkäfer auf den Ackerflächen. Verschiedene Buchstaben markieren signifikante Unterschiede mit $p < 0,05$ nach dem Kruskal-Wallis-Median-Test.

Abstand Feldrand [m]	< 0	bis 30	bis 60	bis 120	bis 240
<i>Limodromus assimilis</i>	A 0.56	AB 0.33	BC 0.00	BC 0.00	C 0.00
<i>Carabus nemoralis</i>	A 0.62	AB 0.15	B 0.00	B 0.00	B 0.00
<i>Carabus granulatus</i>	A 0.93	A 1.07	AB 0.46	AB 0.60	B 0.40
<i>Oxypoda acuminata</i>	A 1.18	B 0.51	AB 1.01	B 0.46	AB 0.65
<i>Agonum muelleri</i>	B 0.00	A 1.80	A 2.30	A 2.30	A 2.02
<i>Anchomenus dorsalis</i>	B 0.36	A 3.27	A 5.56	A 5.94	A 5.77
<i>Harpalus affinis</i>	B 0.00	A 0.00	A 0.00	A 0.30	A 0.36
<i>Loricera pilicornis</i>	B 0.30	A 0.66	A 0.90	A 0.79	A 0.64
<i>Poecilus cupreus</i>	B 0.00	A 0.38	A 0.44	A 0.67	A 0.88
<i>Trechus quadristriatus</i>	B 0.71	A 1.94	A 3.32	A 3.26	A 4.5
<i>Aloconota gregaria</i>	B 3.47	A 12.56	A 14.49	A 14.49	A 12.76
<i>Amischa analis</i>	B 0.28	A 0.88	A 0.64	A 0.77	A 0.66
<i>Atheta fungi</i>	B 1.67	A 4.66	A 4.01	A 3.99	A 3.95
<i>Liogluta alpestris</i>	B 0.55	A 1.89	A 2.90	A 2.62	A 3.74
<i>Philonthus carbonarius</i>	B 0.00	A 0.08	A 1.27	A 1.45	A 1.86
<i>Philonthus cognatus</i>	B 0.30	A 1.63	A 3.93	A 3.38	A 2.06
<i>Philonthus rotundicollis</i>	B 0.62	A 3.83	A 5.24	A 4.37	A 3.17
<i>Tachinus fimetarius</i>	B 0.00	A 0.00	A 0.33	A 0.33	A 0.35
<i>Tachyporus hypnorum</i>	B 0.35	A 0.94	A 1.40	A 1.40	A 1.32
<i>Xantholinus longiventris</i>	B 0.30	A 0.72	A 0.76	A 0.98	A 1.03
<i>Amara similata</i>	B 0.00	A 0.34	AB 0.00	AB 0.00	AB 0.00
<i>Bembidion tetracolum</i>	B 1.32	A 4.24	A 2.91	AB 2.75	AB 1.90
<i>Clivina fossor</i>	B 0.00	A 0.88	A 0.51	A 0.67	AB 0.41
<i>Atheta triangulum</i>	B 0.30	AB 0.35	A 0.47	A 0.60	AB 0.61
<i>Xantholinus linearis</i>	B 1.00	AB 1.82	A 2.77	A 2.48	AB 2.02
<i>Lathrobium fulvipenne</i>	C 0.31	BC 0.88	AB 1.22	A 1.40	AB 1.38
<i>Harpalus rufipes</i>	B 0.00	AB 0.33	AB 0.33	A 0.37	A 0.52
<i>Gyrophypnus angustatus</i>	B 0.30	AB 0.38	AB 0.38	A 0.51	A 0.50
<i>Notiophilus biguttatus</i>	BC 0.00	A 0.66	AB 0.47	B 0.30	BC 0.00
<i>Pterostichus melanarius</i>	C 4.04	C 22.97	B 33.65	AB 46.28	A 48.03

Die zweite Gruppe setzte sich aus 26 Käfer-Arten zusammen, deren Aktivitätsdichte außerhalb der Felder signifikant geringer war als innerhalb. Die Gruppe ließ sich weiter unterteilen: Die Laufkäfer *Agonum muelleri*, *Anchomenus dorsalis*, *Harpalus affinis*, *Loricera pilicornis*, *Poecilus cupreus*, *Trechus quadristriatus* und die Kurzflügelkäfer *Aloconota gregaria*, *Amischa analis*, *Atheta fungi*, *Liogluta alpestris*, *Philonthus carbonarius*, *P. cognatus*, *P. rotundicollis*, *Tachinus fimetarius*, *Tachyporus hypnorum* und *Xantholinus longiventris* bildeten eine Untergruppe, für die eine homogene Verteilung entlang des Entfernungsgradienten charakteristisch war. Die Arten dieser Untergruppe zeigten keine Vorliebe für einen bestimmten Bereich innerhalb der Ackerfläche, nur außerhalb der Felder traten die Arten signifikant seltener auf.

Die nächste Untergruppe bildeten acht Arten, die auf dem Acker in allen Entfernungsklassen mit der gleichen Häufigkeit vorkamen, wobei sich die Aktivitätsdichte einzelner Klassen nicht von der < 0 m-Klasse unterschied. Der Laufkäfer *Amara similata* trat am häufigsten im Bereich bis 30 m Feldtiefe auf. Der Unterschied zu der niedrigen Aktivitätsdichte an Standorten der < 0 m-Klasse war signifikant, während sich die Aktivitätsdichte der Klassen mit 60 m, 120 m und 240 m Entfernung zum Feldrand weder von Standorten außerhalb des Ackers noch von Standorten bis 30 m Feldtiefe unterschied. *Bembidion tetracolum* hatte im dreijährigen Mittel seinen Verbreitungsschwerpunkt im Feldrandbereich. Die Aktivitätsdichte war in den Klassen bis 30 m bzw. 60 m Feldtiefe signifikant höher als in der Klasse < 0 m. Die Feld-Standorte der 120 m- und 240 m-Klasse unterschieden sich weder vom randnahen Acker noch von den ungenutzten Flächen. *Clivina fossor* trat vom Feldrand bis in 120 m Feldtiefe mit der höchsten Aktivitätsdichte auf. In der Feldmitte (240 m-Klasse) nahm die Aktivitätsdichte wieder ab, so dass sie sich dort nicht mehr von den Standorten der < 0 m-Klasse unterschied. Die beiden Staphyliniden *Atheta triangulum* und *Xantholinus linearis* kamen auf dem Acker im Bereich von 30 bis 120 m Randabstand häufiger vor als im unmittelbaren Feldrandbereich bis 30 m. Auch in der am weitesten entfernt liegenden Klasse bis 240 m ging die Aktivitätsdichte zurück. Diese Klassen bis 30 und bis 240 m unterschieden sich in der Aktivitätsdichte nicht von der Klasse der Standorte aus naturnahen Flächen. *Harpalus rufipes* und *Gyrohypnus angustatus* bevorzugten offenbar Standorte weit entfernt vom Feldrand, da ihre Aktivitätsdichte in der 120 m- und 240 m-Klasse am höchsten war. In der Zone bis 30 m bzw. 60 m war ihre Aktivitätsdichte weder von der sehr niedrigen Aktivitätsdichte außerhalb des Ackers noch von der höchsten Aktivitätsdichte der Klassen 120 m und 240 m unterscheidbar.

Die dritte Untergruppe bestand aus zwei Laufkäfer-Arten, deren Aktivitätsdichte nicht nur außerhalb des Ackers gering war, sondern die auch innerhalb der Felder signifikante Unterschiede zwischen einzelnen Entfernungsklassen aufwiesen. *Notiophilus biguttatus* trat in den naturnahen Flächen und auf dem Acker ab 120 m Abstand zum Rand kaum in Erscheinung. Die höchste Aktivitätsdichte hatte der Käfer im Randbereich der 30 m-Klasse. Insgesamt war die Aktivitätsdichte vom Feldrand bis 60 m Feldtiefe nicht unterscheidbar. *Pterostichus melanarius* wies eine ganz andere Zonierung entlang des Entfernungsgradienten auf. Außerhalb der Felder und im Feldrandbereich wurde die Art nur mit geringer Aktivitätsdichte erfasst. Ab der 60 m-Klasse wurde die Art signifikant häufiger und wies eine sukzessive Steigerung der Aktivitätsdichte bis zur 240 m-Klasse auf.

4.10 Aktivitätsdichte unter ökologischem und konventionellem Anbau

Für die Jahre 2002 und 2003 konnte die Aktivitätsdichte zwischen den Schlägen mit konventioneller oder ökologischer Betriebsform verglichen werden. 19 Laufkäfer- und 22 Kurzflügelkäfer-Arten bevorzugten nach der MANOVA eine der beiden Anbauweise (Tab. 28). Jeweils elf Arten waren im Bereich des ökologischen Anbaus häufiger als in Flächen mit konventioneller Bewirtschaftung. Acht Laufkäfer-Arten und elf Kurzflügelkäfer-Arten reagierten umgekehrt. Die acht Carabiden-Arten ließen sich in zwei Gruppen aufteilen. Sechs Arten waren bei konventionellem Anbau signifikant zahlreicher als unter ökologischem. Bei zwei Arten war der Effekt der Jahre stärker als der der Anbauweise. Für vier Arten wurde kein Effekt durch die beiden Jahre gefunden. *Bembidion biguttatum*, *Synuchus vivalis* und *Carabus violaceus* wiesen im Jahr 2002 in der ökologisch bewirtschafteten Fläche die höchsten Aktivitätsdichten auf, *Bembidion lampros*, *B. properans*, *B. quadrimaculatum* und *Calosoma auropunctatum* im Jahr 2003.

Bei den Staphyliniden hatte die Anbauweise auf sechs Arten einen stärkeren Einfluss auf die Aktivitätsdichte als die verschiedenen Jahre. Zwei dieser Arten zeigten sich durch die Jahre unbeeinflusst. Fünf weitere Staphyliniden waren unter ökologischem Anbau zwar signifikant häufiger, die Jahre hatten aber einen größeren Effekt als die Anbauweise. Im Folgenden soll untersucht werden, ob mögliche lokale spezifische Verbreitungen als Ursache für den Effekt des Anbaus in Fragen kommen könnte.

Tab. 28: Mittlere Aktivitätsdichten von Lauf- und Kurzflügelkäfern bei konventionellem und ökologischem Anbau [Ind./100 Ft]. Gleiche Buchstaben geben homogene Gruppen mit $p < 0,05$ nach MANOVA wieder, *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; ***: $p < 0,001$; F: F-Wert. ¹ Mittelwerte des Jahres 2001 zum Vergleich.

Jahr	2001 ¹		2002		2003		F	F
	konv.	ökol.	konv.	ökol.	konv.	ökol.	Jahr	Anbauw.
Standorte [n]	133	95	45	88	51			
"Ökologischer Anbau"								
<i>B. biguttatum</i>	0,00	B 0,00	A 0,09	B 0,00	B 0,02		* 4,0	** 8,8
<i>B. lampros</i>	0,04	B 0,02	AB 0,09	AB 0,06	A 0,11		0,9	* 4,6
<i>B. properans</i>	0,06	AB 0,07	AB 0,14	B 0,05	A 0,14		0,1	* 5,9
<i>B. quadrimaculatum</i>	0,00	B 0,10	B 0,21	B 0,10	A 1,25	***	20,9	*** 30,4
<i>C. auropunctatum</i>	0,00	B 0,03	B 0,03	B 0,00	A 0,16		2,8	** 7,2
<i>C. violaceus</i>	0,01	B 0,05	A 0,21	B 0,07	B 0,06		3,1	* 4,2
<i>O. rufibarbis</i>	0,05	B 0,05	B 0,01	B 0,09	A 0,62	***	20,0	*** 12,3
<i>P. cupreus</i>	0,49	A 1,77	A 2,24	B 0,71	A 1,62	**	9,9	** 6,8
<i>P. melanarius</i>	45,14	B 54,34	A 79,82	C 32,74	C 39,50	***	40,9	* 11,1
<i>P. versicolor</i>	0,36	A 0,44	A 0,52	B 0,17	A 0,44		* 4,7	* 5,0
<i>S. vivalis</i>	0,12	B 0,03	A 0,25	B 0,01	B 0,06	**	8,3	*** 18,2
<i>A. analis</i>	0,89	C 0,47	B 1,14	B 1,18	A 2,42	***	29,4	*** 26,6
<i>A. bipustulata</i>	0,31	B 0,24	B 1,03	B 0,91	A 3,06	***	17,1	*** 20,3
<i>A. laticollis</i>	0,15	B 0,11	B 0,46	B 0,13	A 1,02		3,2	*** 14,5
<i>A. palustris</i>	0,14	B 0,21	AB 0,35	B 0,03	A 0,82		0,6	* 5,7
<i>A. rugosus</i>	1,16	B 4,00	A 9,30	C 1,08	B 2,96	***	129,7	*** 77,8
<i>D. angustula</i>	0,73	B 0,34	A 0,77	C 0,06	C 0,10	***	33,0	** 7,9
<i>G. angustatus</i>	1,35	B 0,74	A 1,63	C 0,29	A 1,24	**	7,0	*** 33,7
<i>L. alpestris</i>	4,57	C 2,68	C 1,93	B 4,60	A 12,36	***	76,1	*** 24,5

Jahr Anbauweise	2001 ¹		2002		2003		F	F	
	konv.	konv.	ökol.	konv.	ökol.	konv.	ökol.	Jahr	An- bauw.
<i>O. brachyptera</i>	0,84	^B 0,43	^A 0,72	^C 0,13	^{AB} 0,58			* 5,1	*** 14,2
<i>T. fimetarius</i>	3,58	^B 0,75	^B 0,75	^B 1,87	^A 8,81			*** 22,2	*** 12,7
<i>T. obtusus</i>	0,03	^C 0,32	^{AB} 0,77	^{BC} 0,54	^A 1,15			* 4,6	*** 14,2
"Konventioneller Anbau"									
<i>A. dorsalis</i>	1,87	^{AB} 11,31	^{BC} 9,04	^A 13,20	^C 5,86			0,4	*** 19,2
<i>A. similata</i>	0,92	^B 1,44	^B 0,08	^A 3,31	^B 0,56			* 4,9	*** 15,2
<i>B. discus</i>	0,09	^B 0,09	^B 0,01	^A 0,17	^B 0,00			1,2	*** 13,1
<i>C. fuscipes</i>	0,17	^B 0,10	^B 0,03	^A 0,15	^B 0,02			0,8	** 9,6
<i>L. assimilis</i>	0,47	^A 1,16	^B 0,11	^A 1,14	^B 0,03			0,0	*** 20,7
<i>L. pilicornis</i>	1,71	^A 1,46	^B 0,77	^B 0,61	^C 0,15			*** 33,7	*** 20,9
<i>N. brevicollis</i>	3,04	^A 7,41	^B 1,58	^B 0,99	^B 0,04			*** 60,5	*** 44,0
<i>T. quadristriatus</i>	8,04	^B 2,70	^C 0,74	^A 6,78	^{BC} 1,83			*** 29,2	*** 52,5
<i>A. brevipennis</i>	0,12	^A 0,16	^{AB} 0,11	^A 0,15	^B 0,04			0,8	* 3,9
<i>A. gregaria</i>	14,38	^C 15,78	^C 7,55	^A 50,50	^B 28,39			*** 36,7	** 10,9
<i>L. fulvipenne</i>	2,04	^A 1,83	^{BC} 1,10	^B 1,10	^C 0,67			*** 17,8	*** 17,9
<i>L. longolytrata</i>	9,48	^A 4,09	^B 1,02	^B 1,91	^B 2,31			0,5	* 4,2
<i>L. longulum</i>	0,15	^{AB} 0,52	^B 0,01	^A 0,08	^B 0,01			0,3	* 5,6
<i>O. acuminata</i>	2,82	^A 1,29	^B 0,63	^B 0,86	^B 0,79			0,7	* 5,5
<i>P. carbonarius</i>	1,81	^A 4,41	^B 0,61	^A 4,76	^B 1,31			0,8	*** 36,5
<i>P. cognatus</i>	3,37	^A 11,71	^C 2,35	^B 7,24	^{AB} 9,54			0,8	* 5,4
<i>P. rotundicollis</i>	4,90	^A 19,79	^C 5,24	^B 9,46	^D 0,81			*** 32,6	*** 80,4
<i>T. signatus</i>	1,12	^A 1,71	^B 0,08	^B 0,75	^B 0,37			1,1	** 10,2
<i>X. linearis</i>	3,44	^C 2,18	^C 1,88	^A 5,21	^B 3,70			*** 36,5	* 5,2

4.10.1 Laufkäfer des ökologischen Anbaus

Bembidion biguttatum trat selten auf den Äckern auf. Im Jahr 2002 konnte er signifikant häufiger in den ökologischen Feldern erfasst werden. Auch hier wurde er ausschließlich in den Feldrändern gefunden.

Bembidion lampros wurde auf den ökologischen Äckern kaum häufiger nachgewiesen als auf den konventionellen. Die Bevorzugung der umgestellten Fläche war daher nur schwach signifikant. Die verschiedenen Jahre beeinflussten das Vorkommen der Art nicht. Der Carabide war vor allem im Randbereich der Felder aktiv (Abb. 41).

Bembidion properans war häufiger als *B. lampros* und kam auf den ökologischen Feldern nur wenig zahlreicher vor als auf den konventionellen. Die Häufigkeit von *B. properans* wurde durch die Jahre nicht beeinflusst. 2001 trat die Art an 20 Standorten auf, 2002 an 16 Standorten des konventionellen und 13 des ökologischen Ackers, 2003 an fünf konventionellen und 14 ökologischen Äckern (Abb. 42). Es trat bevorzugt an Feldrändern auf.

Bembidion quadrimaculatum profitierte vom ökologischen Anbau (Abb. 43). Es wurde 2001 bei rein konventionellem Anbau nur durch ein Einzeltier nachgewiesen, trat aber mit der Zunahme der ökologischen Anbaufläche in den Folgejahren häufiger auf.

Calosoma auropunctatum wurde 2001 an einem Standort, 2002 an 17 und 2003 an neun Standorten nachgewiesen (Abb. 44). Wie *B. quadrimaculatum* konzentrierte sich das Vorkommen von *C. auropunctatum* 2003 auf das Kleegras-Feld, wo aus Saatresten von 2001 etliche Rapspflanzen keimten, an denen Kohlweißlings-Raupen zu finden waren.

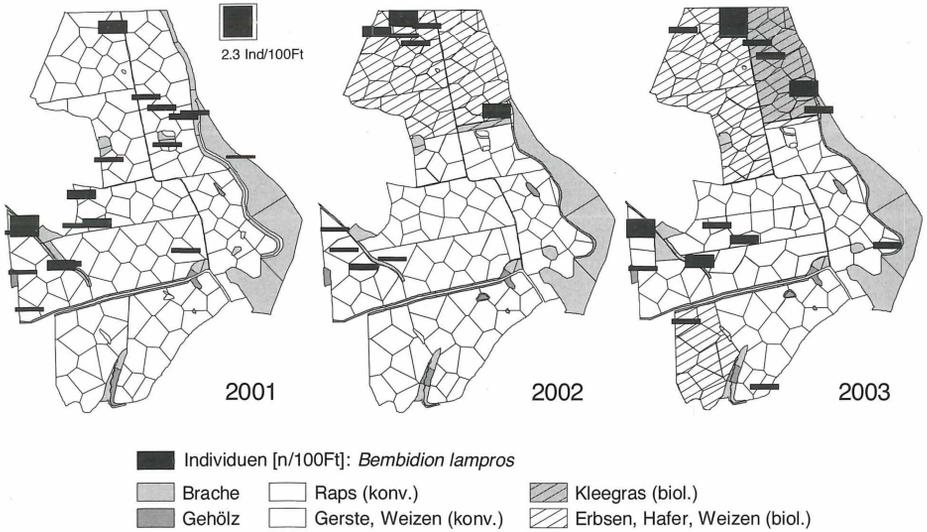


Abb. 41: Räumliche Verbreitung von *Bembidion lampros* in den Jahren 2001 bis 2003.

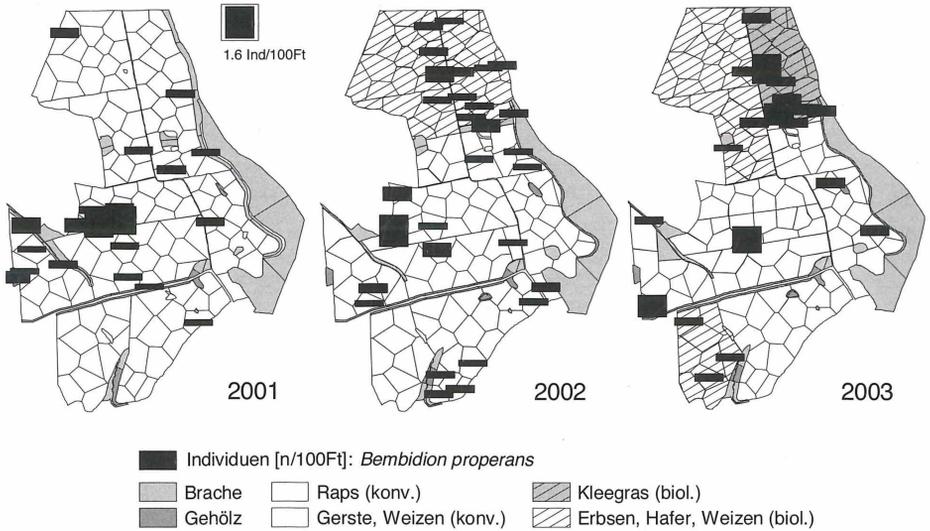


Abb. 42: Räumliche Verbreitung von *Bembidion properans* in den Jahren 2001 bis 2003.

Poecilus versicolor wurde durch beide Faktoren, Anbauweise und Jahre, gleich stark beeinflusst. Während 2002 kein Unterschied in der Verteilung der Art zwischen den konventionellen und den ökologischen Feldern festgestellt werden konnte, lag 2003 der Schwerpunkt auf den Umstellungsfeldern im Norden (Abb. 45). Von Mai bis Ende Juni trat er zunächst im Feldrandbereich auf, um erst im Juli mit einzelnen Individuen weiter ins Feld vorzudringen.

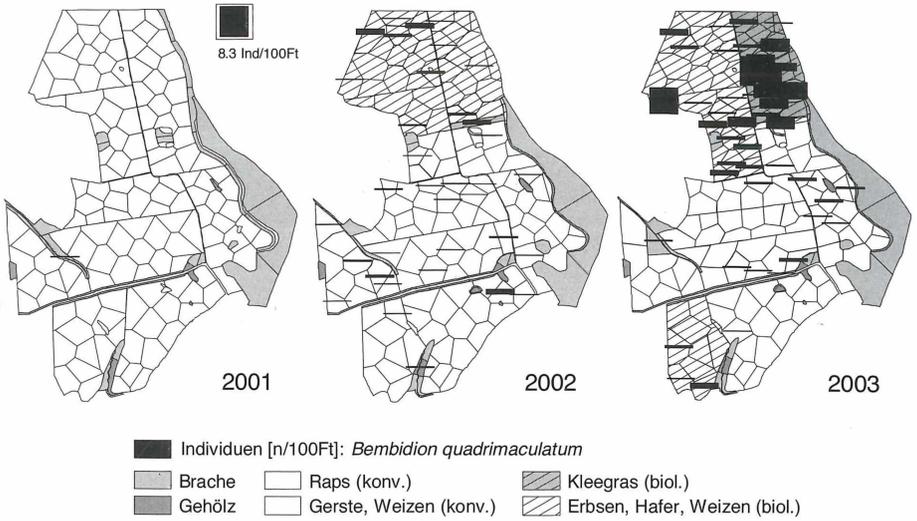


Abb. 43: Räumliche Verteilung von *Bembidion quadrimaculatum* in den Jahren 2001 bis 2003.

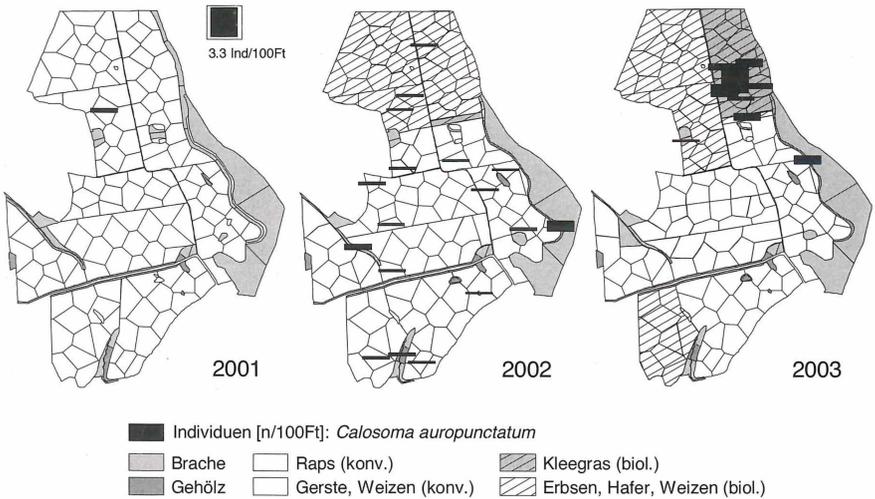


Abb. 44: Räumliche Verteilung von *Calosoma auropunctatum* in den Jahren 2001 bis 2003.

Poecilus cupreus war im ersten Untersuchungsjahr seltener als 2002 und 2003. Die Jahre hatten auf seine Aktivitätsdichte eine etwas stärkere Wirkung als die Anbauweise (Abb. 46).

Ophonus rufibarbis kam nur 2003 unter ökologischem Anbau signifikant häufiger vor als unter konventionellem. Insgesamt war der Effekt der unterschiedlichen Jahre stärker als die Anbauweise, was darauf zurückgeführt werden kann, dass die Art 2002 in ökologischen Feldern nicht häufiger war als in den konventionellen. Die langsame Zunahme in den ökologischen Feldern könnte mit der Bevorzugung von naturnahen Flächen zu-

sammenhängen. Er wurde nur im ökologischen Landbau in ihrer unmittelbaren Nähe im zweiten Umstellungsjahr häufiger (Abb. 37).

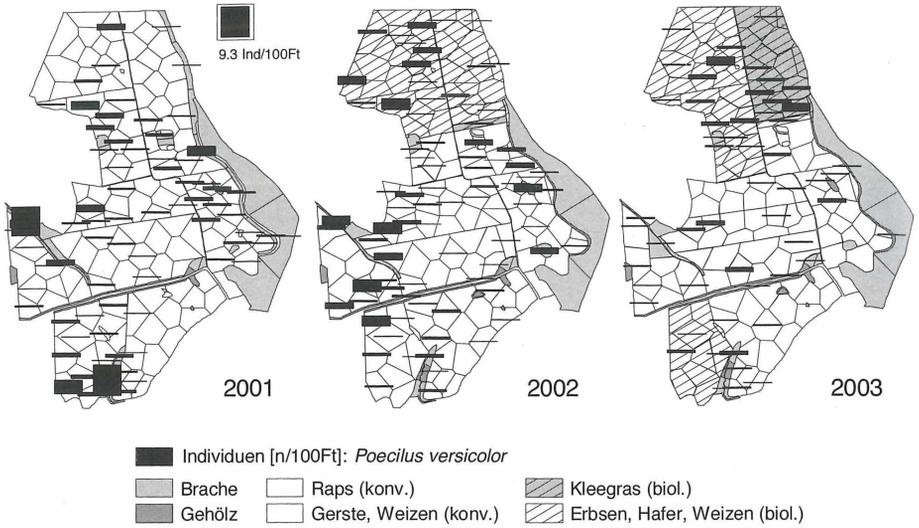


Abb. 45: Räumliche Verteilung von *Poecilus versicolor* in den Jahren 2001 bis 2003.

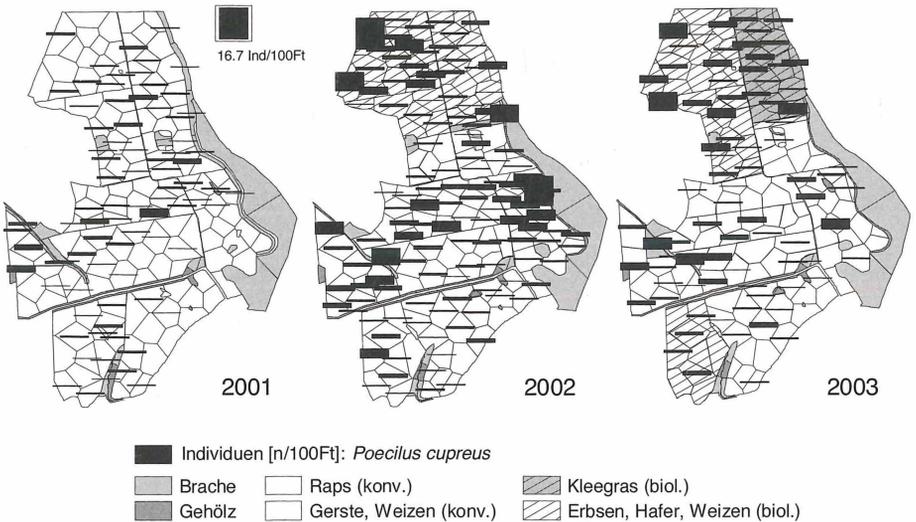


Abb. 46: Räumliche Verteilung von *Poecilus cupreus* von Mai 2001 bis Juli 2003.

Pterostichus melanarius hatte nur 2002 eine signifikant höhere Aktivitätsdichte in den umgestellten Feldern als in den konventionellen. 2003 unterschied sich die Häufigkeit nicht zwischen den beiden Anbauweisen und war signifikant geringer als 2002 (Abb. 47). Der Einfluss der Jahre hatte daher einen deutlich stärkeren Einfluss auf *P. melanarius* als die Anbauweise. Der Verbreitungsschwerpunkt der Art lag von Beginn der Untersuchung an im Norden und im Zentrum der Hoffläche, so dass diese Reaktion auch damit erklärt werden kann, dass die Umstellung auf ökologischen Anbau im Norden begann.

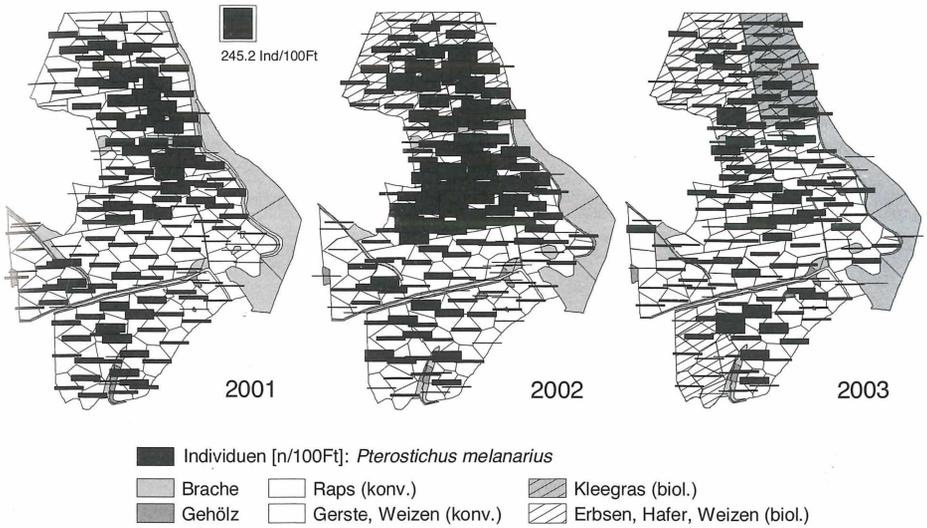


Abb. 47: Räumliche Verbreitung von *Pterostichus melanarius* in den Jahren 2001 bis 2003.

4.10.2 Laufkäfer des konventionellen Anbaus

Limodromus assimilis war 2002 und 2003 signifikant zahlreicher in den konventionellen Feldern. Der Verbreitungsschwerpunkt lag in den Gehölzen der Knicks und Sölle im Süden der Hoffläche. Von diesen Standorten aus wanderte *L. assimilis* auch in den umgebenden Acker ein (Abb. 49). Da dieser Bereich der Hoffläche während der Untersuchung ausschließlich konventionell bewirtschaftet wurde, kann das Ergebnis der MA-NOVA auf die spezifische räumliche Verbreitung der Art zurückgeführt werden.

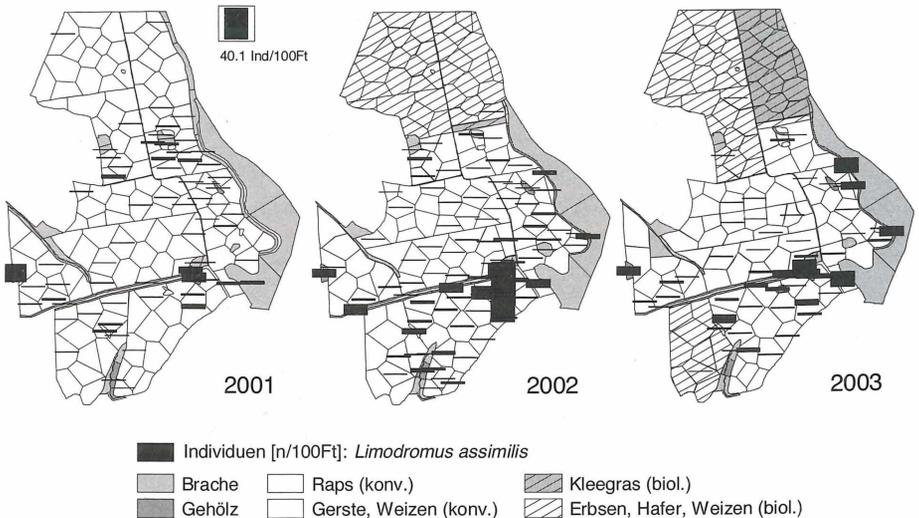


Abb. 49: Räumliche Verbreitung von *Limodromus assimilis* in den Jahren 2001 bis 2003.

Anchomenus dorsalis kam 2001 an nur 81 von 127 Ackerstandorten vor, so dass die Aktivitätsdichte in diesem Jahr unter rein konventioneller Bewirtschaftung niedrig war (Abb. 40). Die meisten Nachweise erfolgten auf den Feldern im Süden entlang der Knicks und um das Durchbruchtal. In den Jahren 2002 und 2003 wurde *A. dorsalis* signifikant häufiger erfasst. Erneut lag der Schwerpunkt in den südlichen Feldern, womit die hohen Aktivitätsdichten im konventionellen Anbau erklärt werden können.

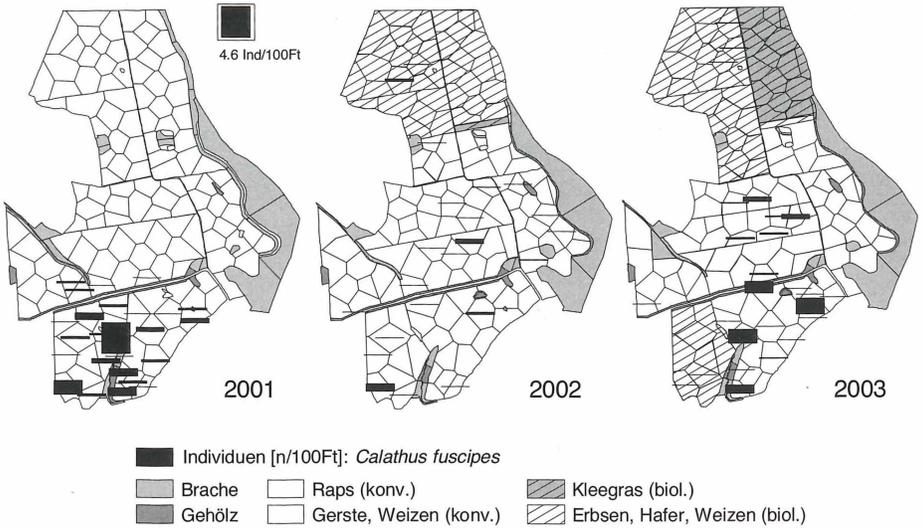


Abb. 50: Räumliche Verbreitung von *Calathus fuscipes* in den Jahren 2001 bis 2003.

Calathus fuscipes war ebenfalls in den Jahren 2001 bis 2003 fast nur im Süden der Fläche anzutreffen (Abb. 50). Im dem Bereich der Hoffläche, der zum Herbst 2001 umgestellt wurde, kam *C. fuscipes* vor der Umstellung gar nicht und nach der Umstellung nur in geringer Abundanz vor. Die Ergebnisse der MANOVA können auf die spezifische räumliche Verbreitung zurückgeführt werden und sind daher unabhängig von der Umstellung.

Blemus discus war im Bereich des Durchbruchtals und am westlichen Feldrand von Koppelbusch, Stutenkoppel, Peperland und Abenrade häufig. Als Ausbreitungsachsen nutzte *B. discus* offenbar die Knicks, Hecken und Stilllegungsstreifen (Abb. 51). Auf den übrigen Feldern im Osten, Norden und Süden war die Art kaum vertreten oder beschränkte sich auf die wenigen Sölle. Auch für diesen Laufkäfer kann daher aufgrund seiner lokalen Verbreitung der Effekt durch den konventionellen Anbau als zufällig angenommen werden.

Trechus quadristriatus hatte 2002 und 2003 eine signifikant höhere Aktivitätsdichte in Feldern mit konventioneller Bewirtschaftung. Er wurde zwar durch die verschiedenen Jahre beeinflusst, aber stärker durch die Anbauweise. Der F-Wert für die Anbauweise war der höchste aller 19 Laufkäferarten. *T. quadristriatus* war im Jahr 2001 mit 8,0 Ind./100Ft unter rein konventionellem Anbau am häufigsten. Auch 2002 und 2003 erreichte er auf den konventionellen Flächen eine fast 4 mal höhere Aktivitätsdichte als auf den ökologischen. *T. quadristriatus* gehörte ebenfalls zu den Arten, die stärker im Süden der Hoffläche vorkamen, wo während der gesamten Untersuchungszeit fast ausschließlich konventionell gewirtschaftet wurde (Abb. 52).

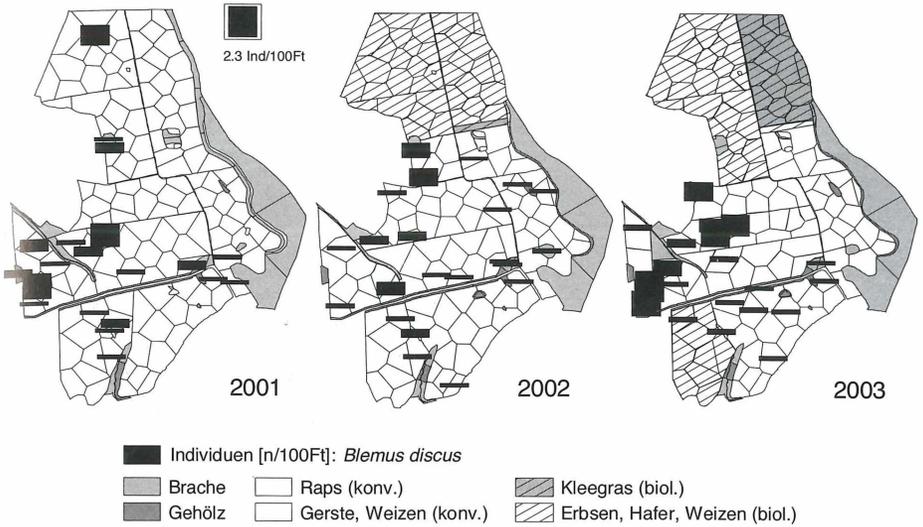


Abb. 51: Räumliche Verbreitung von *Blemus discus* in den Jahren 2001 bis 2003.

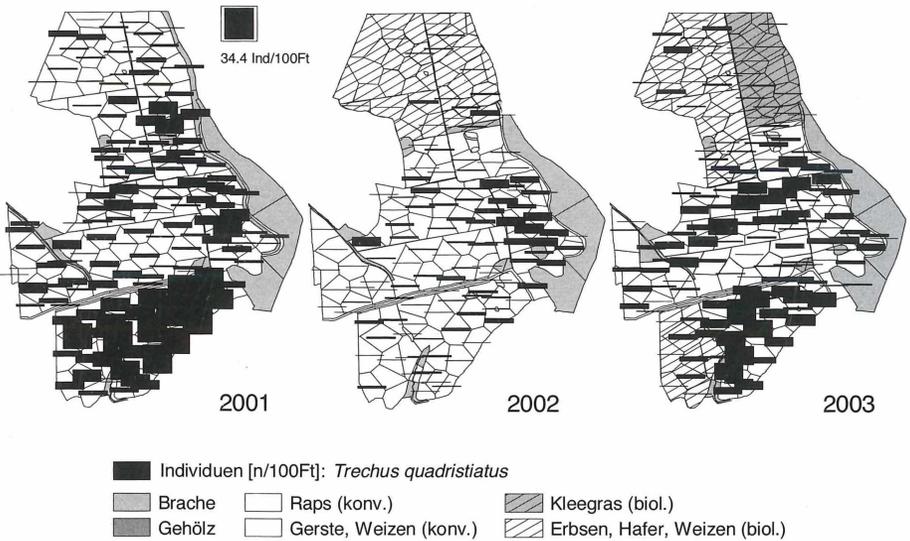


Abb. 52: Räumliche Verbreitung von *Trechus quadristriatus* in den Jahren 2001 bis 2003.

Amara similata war im Jahr 2003 im konventionellen Ackerbau signifikant häufiger als im ökologischen. Er wies die höchste Aktivitätsdichte in den Rapsfeldern auf (Abb. 53). Die Besiedlung der Felder begann randnah und konzentrierte sich dann auf den Raps. Im Juli 2001 wurde die Art nur noch an einem anderen Standort nachgewiesen. 2002 begann die Aktivität ebenfalls an Feldrändern und in den Rapsfeldern des Vorjahres, Abenrade, Peperland und Dachsberg. Ende Mai wurden die aktuellen Rapsfelder See-kamp, Mühlenschlag und Koppelbusch schnell besiedelt. Im Juni 2002 wurde *A. similata*

praktisch überall in den Rapsfeldern erfasst. Erst die Ernte beendete 2002 seine Aktivität. Im Mai 2003 wurde die mit Raps bebaute Stutenkoppel entlang der Knicks besiedelt. Ab Juni kam *A. similata* dann wieder überall auf den Rapsfeldern vor. Die Fänge während der vorgezogenen Rapsernte Mitte Juli 2003 belegten, dass die Hauptaktivität von *A. similata* mit der Ernte kollidierte. Anders als in den Vorjahren wurde die Art bis Mitte November 2003 in den Knicks und in der Brache an der Weggabelung nachgewiesen. *A. similata* profitierte eindeutig von den Rapsfeldern des konventionellen Anbaus. Nur im Sommer 2003 wurde die Art an wenigen Standorten außerhalb der Rapsfelder nachgewiesen. Solche Standorte lagen in der Regel am Rand von Feldern.

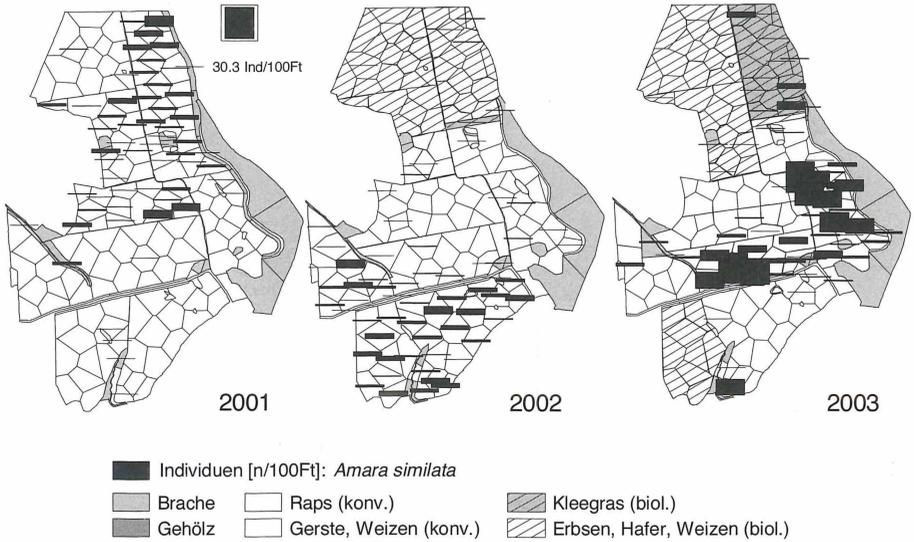


Abb. 53: Räumliche Verbreitung von *Amara similata* in den Jahren 2001 bis 2003.

Loricera pilicornis war eine von zwei Laufkäferarten, auf die der Effekt verschiedener Jahre stärker war als der durch die Anbauweise. *L. pilicornis* zeigte 2002 und 2003 jeweils die höhere Abundanz im konventionellen Anbau. Sie war ebenfalls in den Rapsfeldern am aktivsten, blieb in ihrer Verbreitung aber anders als *A. similata* nicht auf diese Anbaufrucht beschränkt (Abb. 54). Die Besiedlung der Ackerfläche begann an den Feldrändern bzw. im Bereich der Sölle und Knicks, von wo aus sie im Mai in die Felder eindrang und die höchsten Gesamtmengen erreichte. Die Aktivitätsdichte dieses Carabiden nahm von Jahr zu Jahr signifikant ab.

Nebria brevicollis trat ebenfalls vermehrt im konventionellen Anbau auf und wurde durch die Jahre stärker beeinflusst als durch die Anbauweise. Der Unterschied zwischen konventionellem und ökologischem Anbau war allerdings nur im Jahr 2002 signifikant. *N. brevicollis* breitete sich von der großen Brache an der Weggabelung, den Söllen See-kamps und vom Peperlandgraben in die angrenzenden Felder aus (Abb. 35). Er mied die Schotenfrüchte, bzw. den Raps. Der Schwerpunkt von *N. brevicollis* lag im Süden der Hofffläche. Im Norden trat die Art kaum auf und wenn, dann nur am Rand der Felder. Ob der Käfer tatsächlich konventionellen Anbau dem ökologischen vorzieht, bleibt aufgrund seiner Verteilung im Untersuchungsgebiet fraglich. Die zum Teil längeren be-

triebsbedingten Unterbrechungen in der Fallennahme störten gerade bei diesem herbstaktiven Laufkäfer die Auswertung.

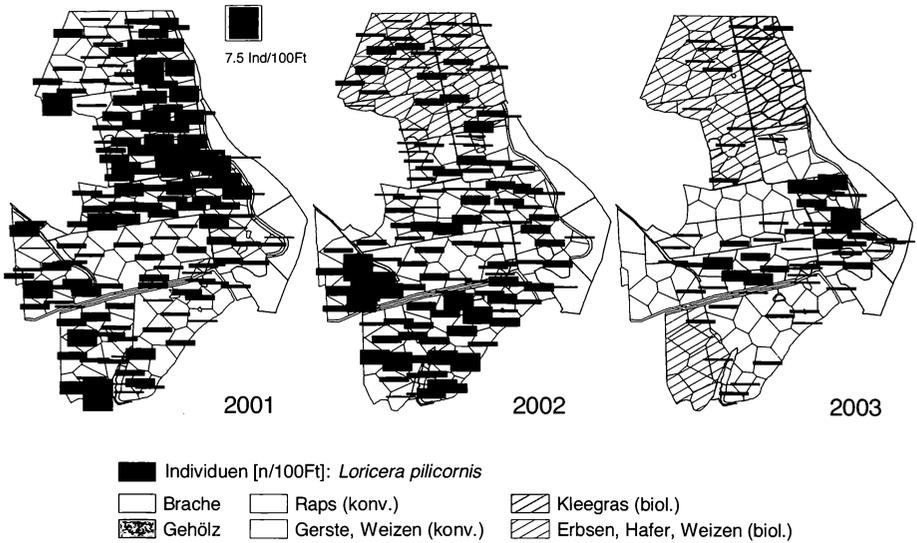


Abb. 54: Räumliche Verbreitung von *Loricera pilicornis* in den Jahren 2001 bis 2003.

4.10.3 Kurzflügelkäfer des ökologischen Anbaus

Gyrophynus angustatus wurde sowohl 2002 als auch 2003 in den umgestellten Flächen mit signifikant höherer Anzahl erfasst. Er hatte seinen Verteilungsschwerpunkt in allen Jahren auf den Schlägen im Norden, Fuchsberg, Dachsberg und Abenrade, anscheinend unabhängig von der Anbauweise (Abb. 55). In der südlichen Hoffläche war *G. angustatus* im Bereich des Peperlandgrabens und dem Durchbruchtal vertreten, nicht aber in der Duvenseebach-Niederung und nur selten in den Söllen oder in den Knicks am Querweg. *G. angustatus* kam in den konventionellen Getreidefeldern kaum vor. Wenn er dort auftrat, dann am Rand, im Bereich naturnaher Flächen. In konventionell bestellten Feldern war er hauptsächlich im Raps zu finden. Im Jahr 2002 war die Art besonders auf dem Fuchsberg mit ökologischem Weizen aktiv, was wiederum dafür spricht, dass die Lebensraum-Ansprüche des Käfers eher durch den ökologischen Anbau erfüllt wurden.

Oxypoda brachyptera war ebenfalls in den umgestellten Feldern signifikant häufiger. Die Art war im Getreide in allen drei Jahren häufiger als in Raps oder Erbsen (Abb. 56). Im Jahr 2002 besiedelte *O. brachyptera* ab April die ökologischen Schläge Dachsberg, Abenrade und Peperland. Mit dem Auflaufen der Untersaat wurde der Käfer dort, wo der Klee erfolgreich keimte, schnell selten. Im April 2003 erschien der Käfer zunächst an drei Standorten am Feldrand. Einen Monat später waren es bereits 47 Standorte. Das Vorkommen konzentrierte sich auf drei Bereiche: Das ökologische Feld Dachsberg und die konventionellen Getreidefelder Peperland und Koppelbusch.

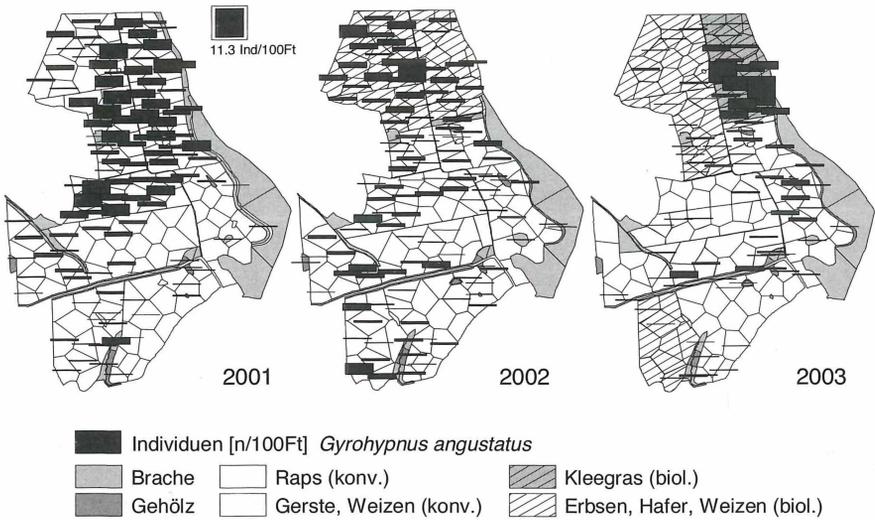


Abb. 55: Räumliche Verteilung von *Gyrohyphnus angustatus* in den Jahren 2001 bis 2003.

Tachyporus obtusus war im Jahr 2001 unter konventionellem Anbau nur in sehr geringer Abundanz an 13 Standorten nachgewiesen worden. Diese lagen alle am Feldrand oder in Brachen. Nach der Teilumstellung 2002 wurde der Staphylinide häufiger. Der Verbreitungsschwerpunkt lag auf den umgestellten Flächen im Nordosten der Hoffläche (Abb. 57). Die Schläge Fuchsberg und Abenrade waren fast vollständig besiedelt. Im Raps kam *T. obtusus* praktisch nicht vor. Aber auch in den Futtererbsen, die unter ökologischer Wirtschaftsweise angebaut wurden, trat er ab Juni nicht mehr auf.

Atheta palustris war zwar in allen drei Untersuchungsjahren selten, wurde aber 2002 und 2003 in den ökologischen Feldern häufiger erfasst als in den konventionellen. Die Art war im Frühjahr und im Herbst aktiv. Auf dem Acker kam der Käfer nur am Feldrand vor, immer in der Nähe von Söllen oder nassen Bracheflächen. Im trockenen Sommer 2003 wurde *A. palustris* an 39 Standorten innerhalb der Umstellungsfläche nachgewiesen. Zur gleichen Zeit trat die Art nur an sieben, meist feldrandnahen Standorten der konventionellen Felder auf.

Atheta laticollis war von 2001 bis 2003 hauptsächlich in den Brachen und in randnahen Standorten im Raps verbreitet (Abb. 58). Im Jahr 2003 kam sie auch in den ökologischen Feldern mit Futtererbsen und Klee gras nicht nur am Feldrand, sondern auf der ganzen Feldfläche vor, was sich bereits 2002 auf dem Fuchsberg mit Futtererbsen angedeutet hatte. Ökologisch oder konventionell bewirtschaftete Getreidefelder mied der Käfer. Die unterschiedlichen Jahre hatten keinen Effekt auf die Verteilung der Art.

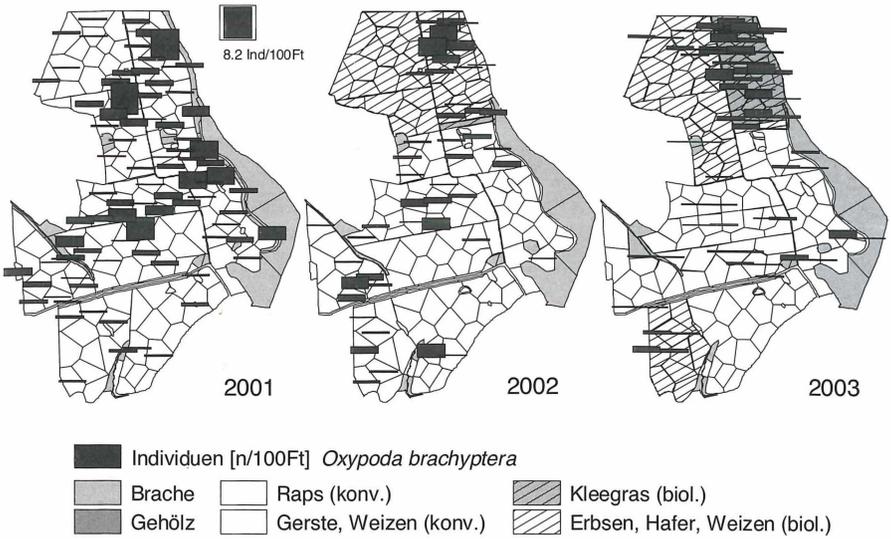


Abb. 56: Räumliche Verteilung von *Oxypoda brachyptera* in den Jahren 2001 bis 2003.

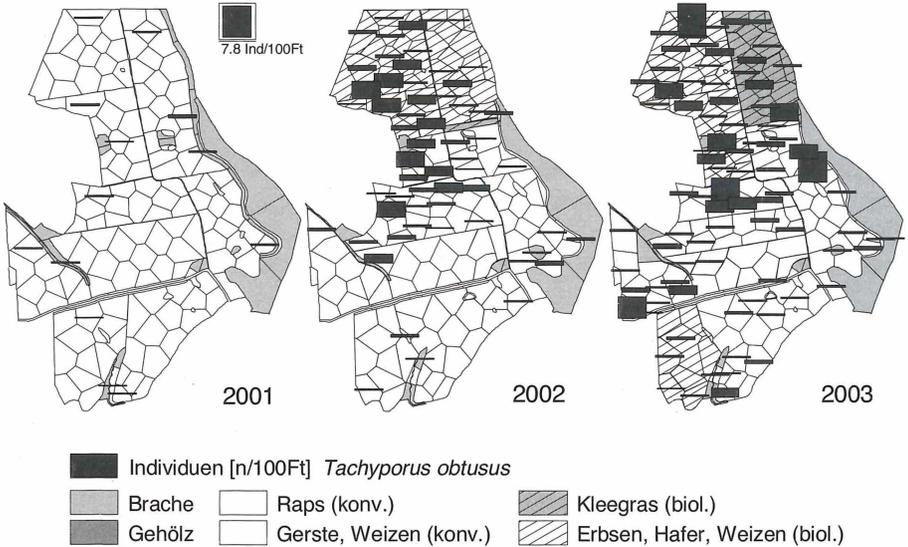


Abb. 57: Räumliche Verteilung von *Tachyporus obtusus* in den Jahren 2001 bis 2003.

Aleochara bipustulata kam 2001 sporadisch im Raps und noch seltener am Rand von Getreidefeldern vor. 2002 war sie kaum häufiger, mit einem Schwerpunkt in den ökologischen Futtererbsen auf dem Fuchsberg (Abb. 59). Ab April 2003 stieg die Erfassungsrate in den zweijährigen Umstellungsfeldern. In diesem Jahr kam sie auch auf dem neu umgestellten Mühlenschlags vor, während sie auf den konventionellen Äckern nur an vier Standorten im Raps und zwei im Getreide auftrat. Bei *A. bipustulata* kam es im August 2003 zu einer Massenvermehrung auf dem ökologisch bewirtschafteten Dachsberg. Der Einfluss der Jahre war auf *A. bipustulata* fast so stark wie der Einfluss der Anbauweise.

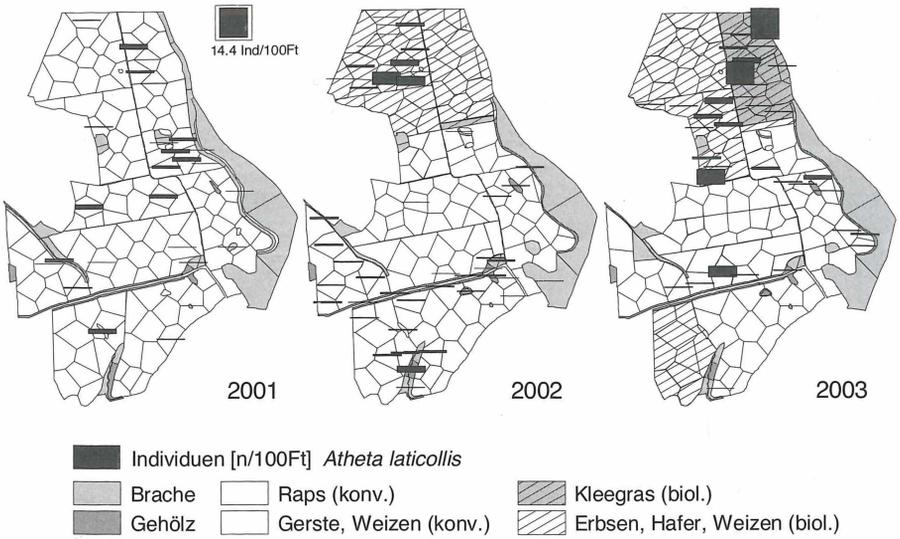


Abb. 58: Räumliche Verteilung von *Atheta laticollis* in den Jahren 2001 bis 2003.

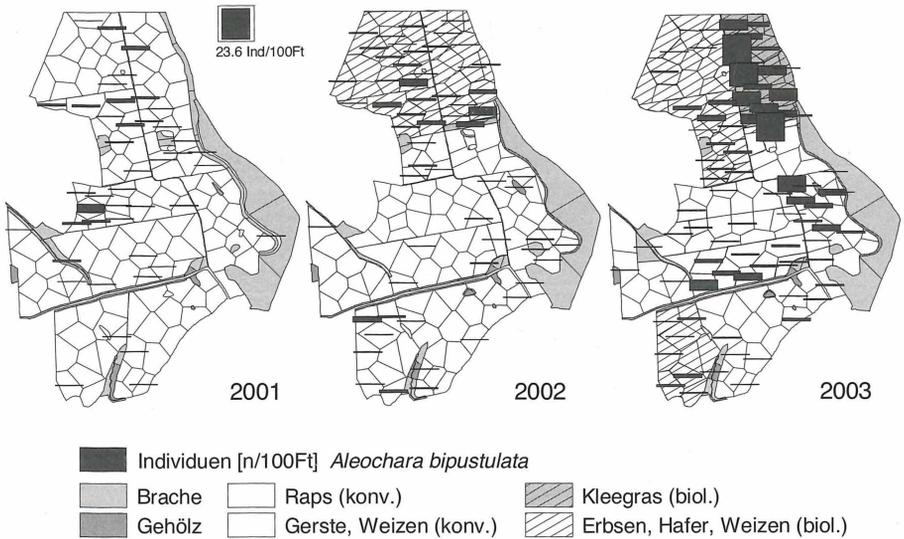


Abb. 59: Räumliche Verteilung von *Aleochara bipustulata* in den Jahren 2001 bis 2003.

Anotylus rugosus war im Untersuchungsjahr 2001 mit rein konventioneller Anbauweise auf dem Acker nicht häufig. Die Ackerstandorte, an denen er mit hoher Aktivitätsdichte vorkam, lagen fast alle in der Nähe von naturnahen Standorten. In den Jahren 2002 und 2003 wurde er deutlich häufiger, wobei er den ökologischen Anbau gegenüber dem konventionellen bevorzugte (Abb. 60). Im Mai 2002 war der Staphylinide in den Futtererbsen auf dem Fuchsberg und im ökologischen Haferfeld Abenrade sehr häufig. Im Mai 2003 ließ sich eine hohe Aktivitätsdichte ausschließlich auf den im Vorjahr umgestellten

Feldern und auf dem frisch umgestellten Mühlenschlag mit Hafer beobachten. Im August 2003 wurde *A. rugosus* auf dem Dachsberg und in den naturnahen Flächen des Durchbruchtals, der Weggabelung und der Duvenseebach-Niederung nachgewiesen.

Dinaraea angustula wies eine ähnliche räumliche und zeitliche Verteilung wie *A. rugosus* auf. 2001 war die Art gelegentlich am Feldrand der Getreidefelder und häufiger innerhalb der Rapsfelder zu finden. Ab Ende Mai 2002 konzentrierte sich das Vorkommen auf den Fuchsberg mit ökologisch angebauten Futtererbsen. Ab Juni trat *D. angustula* kaum mehr auf. Im Gegensatz zum Vorjahr war die Art 2003 selten und nur an wenigen Stellen, zumeist nah an Söllen oder Feldgrenzen, aktiv. Diese Unterschiede in der Aktivitätsdichte zeigten, dass die Jahre einen stärkeren Einfluss hatten als die Anbauweise.

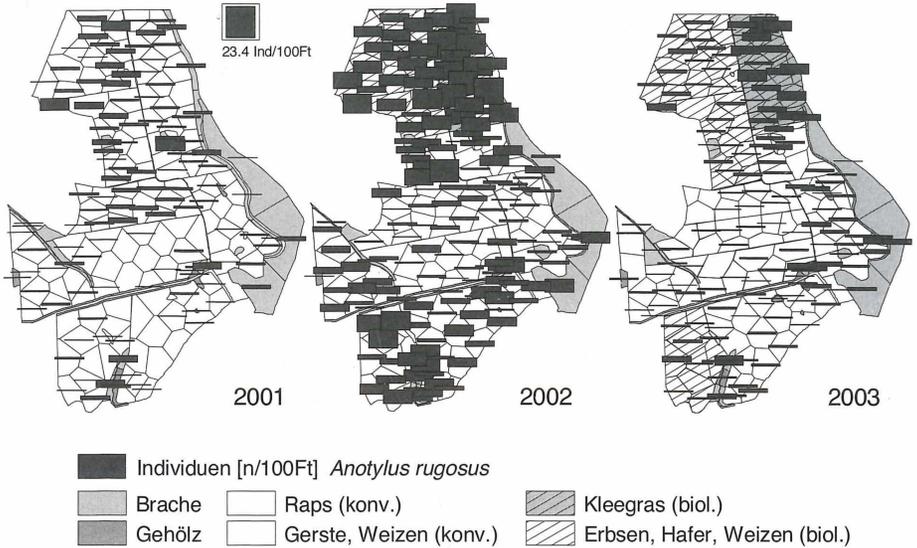


Abb. 60: Räumliche Verteilung von *Anotylus rugosus* in den Jahren 2001 bis 2003.

Amischa analis war in ihrer Aktivitätsdichte gleichermaßen durch die Anbauweise und die Jahre beeinflusst. Trotzdem war sie in beiden Jahren in den ökologischen Feldern signifikant zahlreicher als in den konventionellen. Im Jahr 2001 war sie relativ gleichmäßig über die Ackerflächen verteilt (Abb. 39), wies aber im Zentrum geringere Mengen auf als in den Randbereichen. Während 2002 auf dem ökologisch bewirtschafteten Fuchsberg und Abenrade die meisten Tiere gefunden wurden, wechselte der Schwerpunkt 2003 auf den zweijährig ökologisch bewirtschafteten Dachsberg.

Bei *Tachinus fimetarius* war nur im Jahr 2003 eine signifikant höhere Aktivitätsdichte unter ökologischem Anbau zu verzeichnen als unter konventionellem. Der Einfluss der Jahre war etwas höher als der der Anbauweise. Dies kann darauf zurückgeführt werden, dass er sowohl 2001 unter rein konventioneller Bewirtschaftung als auch 2003 relativ häufig war, aber 2002 kaum auf den Äckern zu finden war. Die Verbreitungsschwerpunkte wechselten zwischen den Jahren (Abb. 61). Er kam sowohl 2001 als auch 2003 mehr im nördlichen als im südlichen Bereich vor, so dass der Effekt der Anbauweise wahrscheinlich weniger durch eine Bevorzugung der ökologischen Felder als durch seine räumlich begrenzte Verbreitung zustande kam.

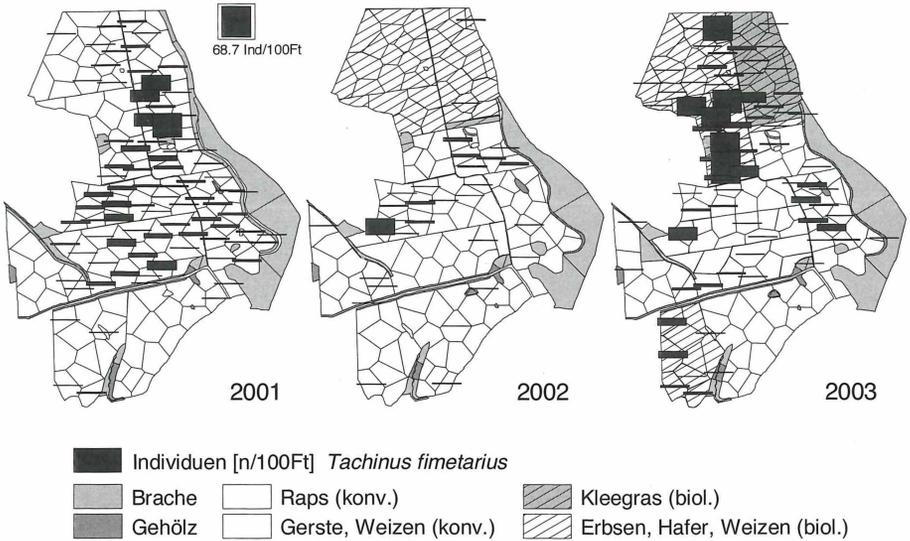


Abb. 61: Räumliche Verteilung von *Tachinus fimetarius* in den Jahren 2001 bis 2003.

Liogluta alpestris gehörte zwar zu den häufigen und vor allem stetigen Arten, 2002 war aber die Aktivitätsdichte signifikant geringer als im Jahr 2001 und 2003. Im Jahr 2003 war er unter ökologischer Anbauweise aktiver als unter konventioneller. Über den gesamten Untersuchungszeitraum gesehen überwog der Effekt der Jahre den der Anbauweise. Die Art zeigte jedes Jahr dieselben räumlichen Schwerpunkte. Von Oktober bis maximal Anfang März hatte er eine Ausbreitungsphase, in der er vor allem von den randnahen Brachen auf die frisch bestellten Getreidefelder übersiedelte.

4.10.4 Kurzflügelkäfer des konventionellen Anbaus

Philonthus rotundicollis bevorzugte 2002 und 2003 den konventionellen Anbau. Dies kann an seiner Bevorzugung von Rapsfeldern liegen, die unter ökologischem Anbau nicht vorkommen (Abb. 62). Insbesondere in den Monaten Juni und Juli konzentrierte sich das Vorkommen zunehmend auf die reifenden Rapsfelder, 2001 vor allem auf den Dachsborg. Im nassen Jahr 2002 war der Käfer häufiger als im trockenen Jahr 2003 und besiedelte auch die konventionellen Getreideflächen im Zentrum. *P. rotundicollis* wurde vorwiegend im Zeitraum von Mai bis Ende Juli erfasst. Die wenigen Nachweise während der übrigen Jahreszeiten beschränkten sich auf Knicks und Sölle, was darauf hinweist, dass hier die Überwinterungsquartiere zu suchen sind.

Philonthus cognatus war 2002 im konventionellen und 2003 im ökologischen Anbau am häufigsten. Eine eindeutige Bevorzugung konventioneller Äcker gegenüber ökologischen wie bei *P. rotundicollis* ist daher nicht anzunehmen, auch wenn insgesamt ein positiver Effekt der Anbauweise ermittelt wurde. Die Jahre hatten keinen Einfluss auf seine Abundanz. In allen Jahren begann die Einwanderung von den randnahen Standorten aus, um ab Juni/Juli die Rapsfelder, Gerste oder ökologischen Erbsen zu besiedeln (Abb. 63).

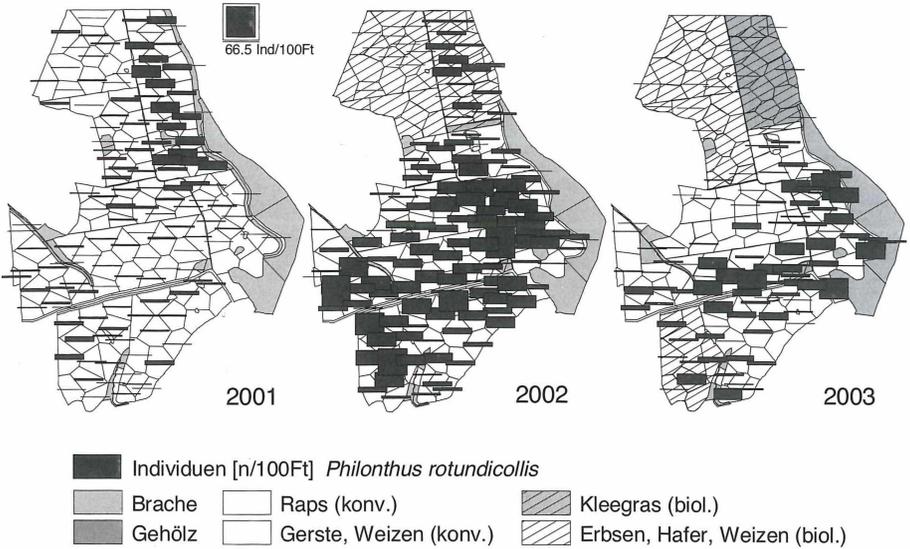


Abb. 62: Räumliche Verteilung von *Philonthus rotundicollis* in den Jahren 2001 bis 2003.

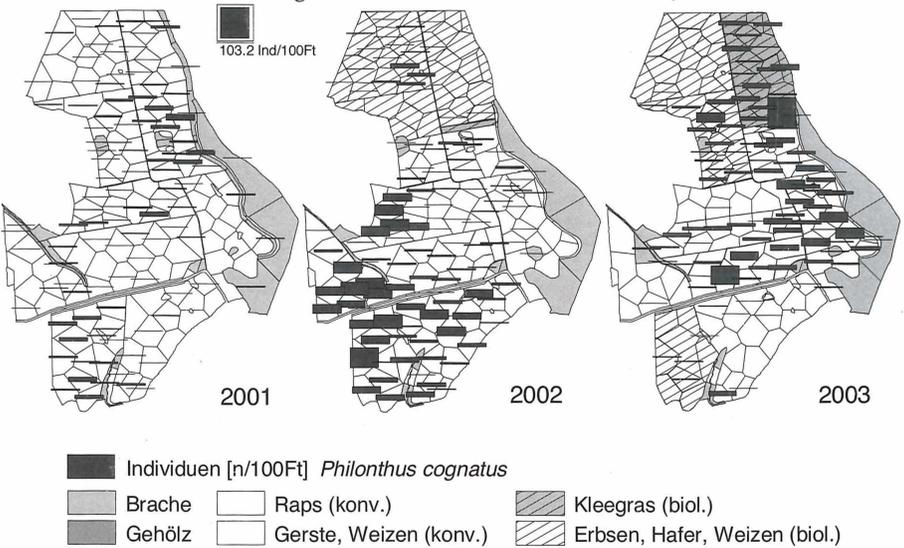


Abb. 63: Räumliche Verteilung von *Philonthus cognatus* in den Jahren 2001 bis 2003.

Lesteva longolytrata wurde jedes Jahr zwischen Mai und Juli im Süden der Hoffläche in hoher Anzahl in den naturnahen Flächen im Süden nachgewiesen (Abb. 64). Von dort drang sie ab Oktober in die Ackerfläche ein, wobei Felder direkt nach der Aussaat bevorzugt aufgesucht wurden. Die Vorliebe für offene, unbedeckte Böden führte dazu, dass *L. longolytrata* 2002 im Bereich des konventionellen Anbaus signifikant häufiger war als auf ökologischen Feldern, die als Stoppelfelder über den Winter liegen blieben. 2003 gab es keine signifikanten Unterschiede zwischen den Anbauweisen.

Oxygoda acuminata wies insgesamt einen geringen Effekt durch die Anbauweise auf, der sich weder durch Analyse der räumlichen Verbreitung noch durch beständig höhere Mengen unter ökologischem Anbau in einzelnen Jahren bestätigen ließ. Daher ist die Anbauweise für die Art wahrscheinlich unerheblich.

Tachinus signatus war vor allem in den Gehölzen der Knicks und Sölle zahlreich und stetig. Aus diesen naturnahen Flächen heraus wurde auch der umliegende Ackerbereich von Mai bis in den Juli besiedelt. Da derartige Vegetationsstrukturen im Norden der Hoffläche selten waren, ist der Effekt des konventionellen Anbaus durch die räumliche Verteilung vorgetäuscht (Abb. 65).

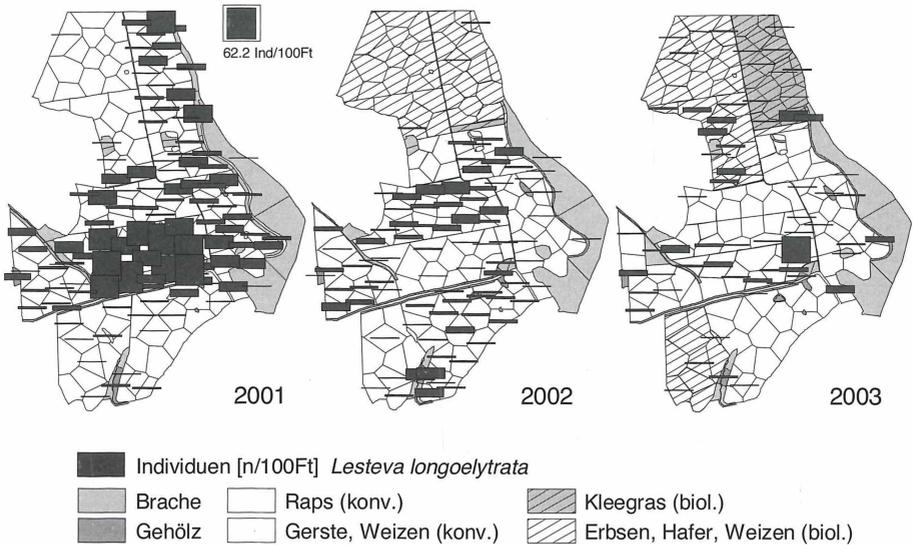


Abb. 64: Räumliche Verteilung von *Lesteva longoelytrata* in den Jahren 2001 bis 2003.

Aleochara brevipennis gehörte zu den wenig häufigen Arten. Sie wies nur 2003 eine höhere Aktivitätsdichte unter konventionellem als unter ökologischem Anbau auf, 2002 war der Unterschied nicht signifikant. Auf den Äckern trat die Art jeweils zwischen Mai und August zumeist sporadisch vor allem an den Feldrändern auf.

Lathrobium longulum war auf Hof Ritzerau selten und in beiden Jahren bei konventionellem Anbau signifikant häufiger als bei ökologischem. Nach der Umstellung im Herbst 2001 wurde *L. longulum* an insgesamt 41 Standorten erfasst, wovon sechs in Söllen, 23 am Feldrand und zwölf auf dem Acker lagen. Von diesen 12 Standorten lag nur einer auf einem ökologischen Acker, während sich alle anderen im Bereich des konventionellen Anbaus befanden.

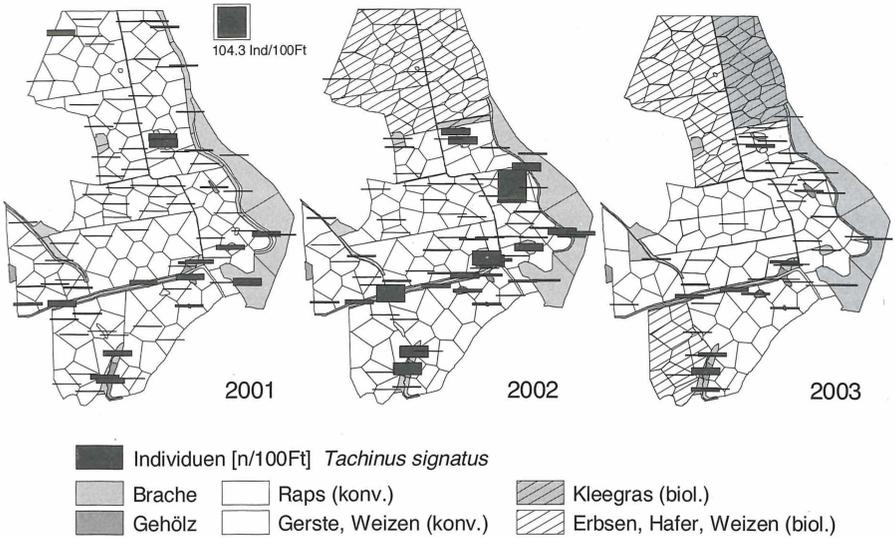


Abb. 65: Räumliche Verteilung von *Tachinus signatus* in den Jahren 2001 bis 2003.

Philonthus carbonarius wies 2002 und 2003 eine signifikant höhere Aktivitätsdichte unter konventionellem als unter ökologischem Anbau auf. Ein Einfluss durch die verschiedenen Jahre ließ sich nicht feststellen. Deutlicher als *P. rotundicollis* und *P. cognatus* suchte *P. carbonarius* im Juni und Juli die Rapsfelder auf (Abb. 66). Das Getreide wurde nur in den Abschnitten besiedelt, die an Raps grenzten. Eine Ausnahme bildete die konventionelle Gerste auf dem Mühlenschlag im Jahr 2001, in der auch *P. cognatus* im gleichen Zeitraum sehr aktiv auftrat.

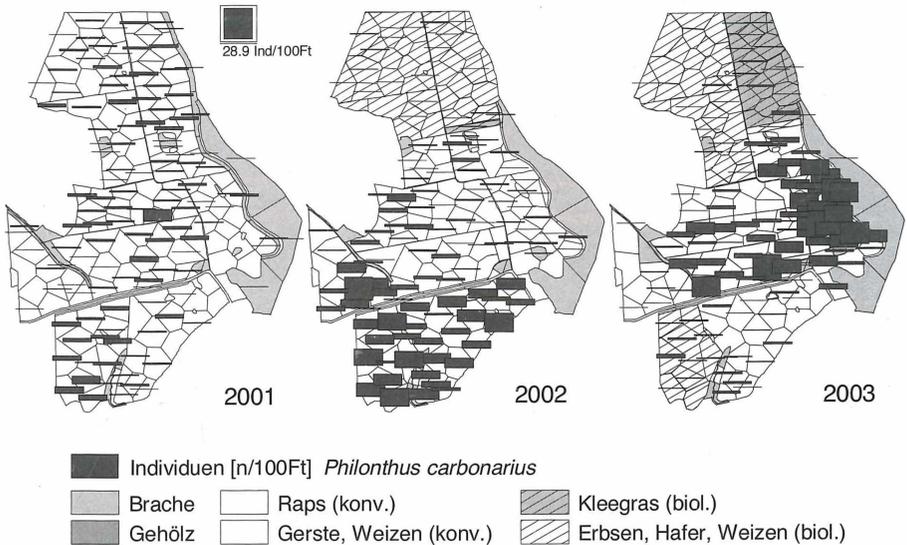


Abb. 66: Räumliche Verteilung von *Philonthus carbonarius* in den Jahren 2001 bis 2003.

Lathrobium fulvipenne war in seiner Aktivitätsdichte durch die Anbauweise und die Jahre gleichermaßen stark beeinflusst. In den Jahren 2002 und 2003 war es jeweils signifikant zahlreicher auf den konventionellen als auf den ökologischen Feldern zu finden. Im Jahr 2001 war der Käfer im Raps mehr aktiv als in den Getreidefeldern im Norden und im Zentrum. 2002 war er im konventionellen Getreide im Zentrum und im Osten der Hofffläche häufiger als in den Rapsfeldern im Süden. 2003 war er insgesamt seltener als in den Jahren zuvor. Die höchste Aktivitätsdichte ließ sich an den Felldrändern und in der Nähe von naturnahen Strukturen beobachten (Abb. 67).

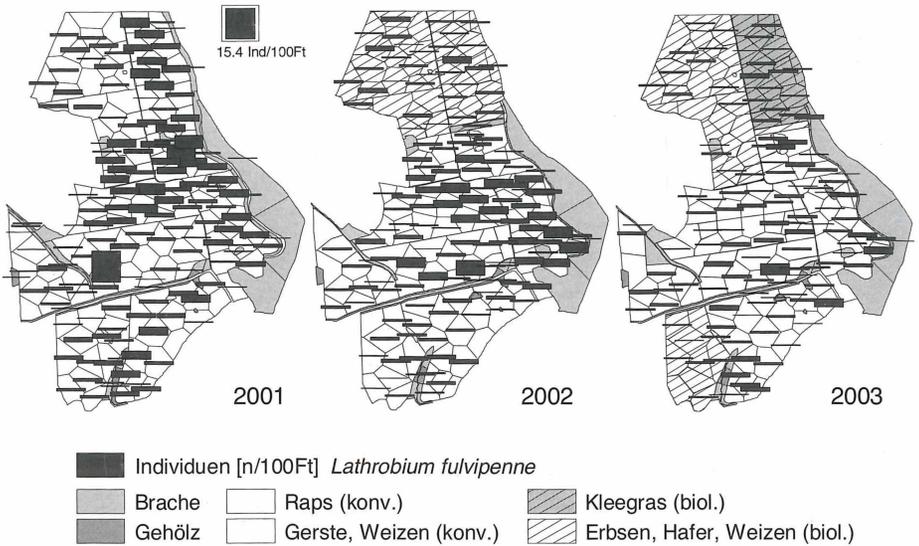


Abb. 67: Räumliche Verteilung von *Lathrobium fulvipenne* in den Jahren 2001 bis 2003.

Aloconota gregaria wurde nur 2003 bei konventioneller Anbauweise signifikant häufiger als bei ökologischer Anbauweise nachgewiesen. Insgesamt hatten die Jahresunterschiede einen größeren Effekt auf die Mengen als die Anbauweise. Im Jahr 2001 ließen sich bei rein konventioneller Bewirtschaftung kaum Verbreitungsschwerpunkte erkennen. Nachdem der Käfer im Mai überall nachgewiesen worden war, kam es im Juni, wahrscheinlich durch Insektizideinsatz, zu starken Verlusten. Im Jahr 2002 erreichte der Käfer das Aktivitätsmaximum im konventionellen Getreide, während er im ökologischen Getreide mit Klee-Untersaat selten gefunden wurde. Auch 2003 begann die Besiedlung auf den konventionellen Feldern im Zentrum. Es zeigte sich, dass *A. gregaria* in den ökologischen Schlägen nahezu fehlte (Abb. 68).

Xantholinus linearis wies ebenfalls nur im Jahr 2003 eine signifikant höhere Aktivitätsdichte in den konventionellen Feldern auf als in den ökologischen. Da aber die Mengen in den Jahren sehr unterschiedlich waren, wurde für die Jahre ein stärkerer Effekt als für die Anbauweise gefunden. Das Verteilungsmuster ergab über die drei Jahre kaum ein einheitliches Bild (Abb. 69). Im ersten Untersuchungsjahr 2001 lag der Schwerpunkt der winteraktiven Art auf den ehemaligen Rapsfeldern. Im Herbst 2002 trat er sowohl auf ökologischen als auch auf konventionellen Feldern auf. Ab Oktober 2003 war *X. linearis* auf allen frisch bearbeiteten Feldern sehr aktiv.

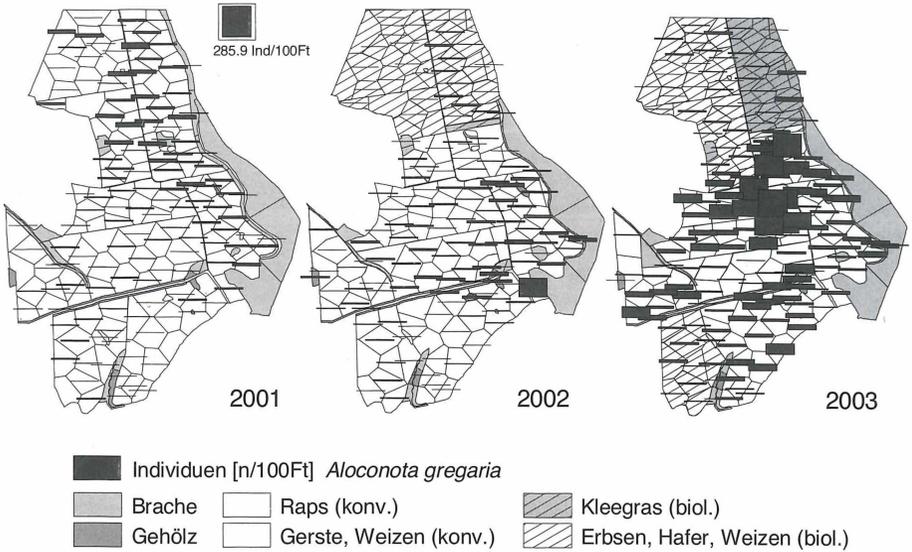


Abb. 68: Räumliche Verteilung von *Aloconota gregaria* in den Jahren 2001 bis 2003.

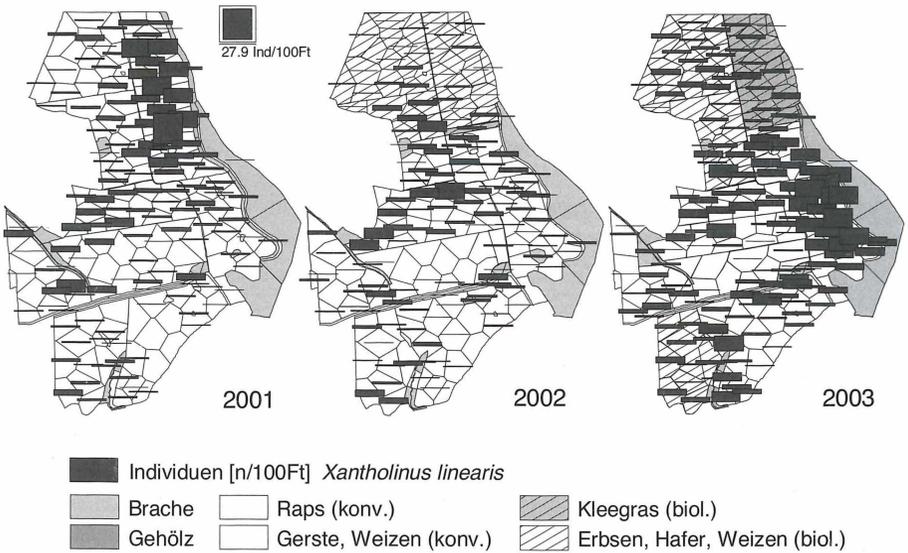


Abb. 69: Räumliche Verteilung von *Xantholinus linearis* in den Jahren 2001 bis 2003.

5 Diskussion

5.1 Die Artenzahlen der Lauf- und Kurzflügelkäfer

Ein Vergleich der Artenzahlen mit den Ergebnissen anderer Untersuchungen ist schwierig. Auf die Frage, wie viele Arten auf einem Acker oder in einem Landschaftsraum vorkommen können, gibt es keine verlässliche Antwort. In dieser Untersuchung hat sich durch die Darstellung der kumulativen Artenzahlen gezeigt, dass auch nach drei Jahren fast ununterbrochenem Falleneinsatz das Arteninventar nicht vollständig erfasst wurde.

Insgesamt scheint die Artenzahl der Laufkäfer auf den Feldern von Hof Ritzerau eher gering zu sein: Für den Ackerbereich ließ sich ein Median von 16 Arten/Falle von 2001 bis 2003 errechnen. IRMLER & GÜRLICH (2004) ermittelten aus 51 Ackerflächen in Schleswig-Holstein, je nach Bodenart und Flächengröße, bis zu $41,5 \pm 10,6$ Laufkäferarten. Dabei kamen die Felder auf lehmigem Boden mit einer Durchschnittsfläche von $20 \pm 15,6$ ha den räumlichen Verhältnissen von Hof Ritzerau am nächsten. Für diese nennen IRMLER & GÜRLICH (2004) die im Vergleich zu anderen Ackertypen geringste Artenzahl von $20,0 \pm 4,2$ Arten. Andere Untersuchungen wie z.B. BASEDOW & RZEHAK (1988) geben in Schleswig-Holstein 24 bis 32 Arten auf konventionellen und ökologischen Winterweizen-Feldern an. ANDERSEN & ELTUN (2000) wiesen für einen achtjährigen Zeitraum 12,5 Laufkäferarten auf einem konventionellen und 14,1 Arten auf einem ökologischen Versuchsfeld in Süd-Norwegen nach, PFIFFNER & NIGGLI (1996) durchschnittlich 13 bis 16 Arten bei konventionellem und 18 bis 24 Arten bei ökologischem Anbau in der Schweiz. Bei den Kurzflügelkäfern, für die aus Schleswig-Holstein keine vergleichbaren Daten vorliegen, betrug die mittlere Artenzahl auf dem Acker für den Zeitraum 2001 bis 2003 24 Arten. KROOSS & SCHAEFER (1998) konnten in Niedersachsen im Winterweizen je nach Anbauintensivität zwischen 25 und 31 Arten nachweisen.

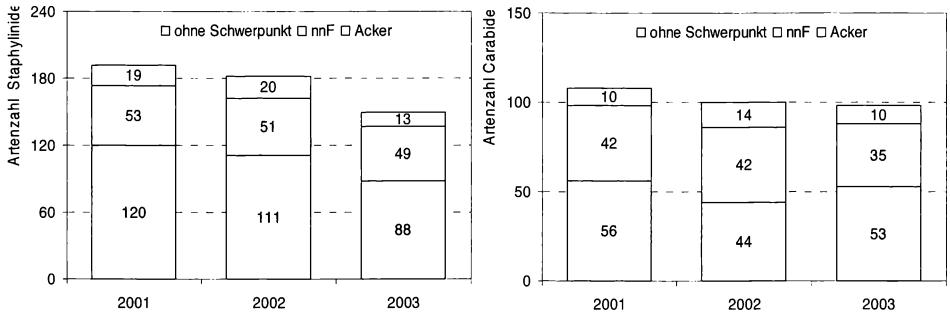


Abb. 70: Artenzahlen der Lauf- und Kurzflügelkäfer mit Verbreitungsschwerpunkt auf naturnahen Flächen (nnF) oder Äckern (U-Test mit $p < 0,05$ in mindestens zwei von drei Jahren).

Die absolute Artenzahl/Jahr sowohl der Lauf- als auch der Kurzflügelkäfer hatte sich in der dreijährigen Untersuchungszeit verringert (Abb. 70). Zugleich gingen von 2001 bis 2002 22 Laufkäferarten verloren, neu dazu kamen 2002 und 2003 16 Arten. 71 Staphylinidenarten verschwanden in den ersten beiden Jahren, 72 Arten kamen ab 2002 hinzu. Betrachtet man den Lebensraum dieser unregelmäßig erfassten Arten, so zeigt sich, dass nahezu alle zum Arteninventar der naturnahen Flächen gehören: 16 der 22 Laufkäfer und 54 der 71 Kurzflügelkäfer leben in Wäldern, an Ufern, in Hochmooren oder im frischen bis nassen Grünland (IRMLER & GÜRLICH 2004, FREUDE et al. 1964). Vier Staphylini-

denarten leben in den Bauten von Säugern oder Ameisen, drei weitere grabend im Boden. Viele dieser Kurzflügelkäfer halten sich bevorzugt in der Streuschicht auf und ernähren sich dort von Pilzen, Faulstoffen, Kompost und Aas. Derartiges Material ist auf konventionellen Äckern kaum vorhanden, sondern findet sich in Knicks und Söllen.

Einige dieser unregelmäßig nachgewiesenen 38 Laufkäfer- und 148 Kurzflügelkäferarten waren auf Hof Ritzerau selten. Zehn Arten der Carabiden und 15 der Staphyliniden sind in der Roten Liste der gefährdeten Käfer Schleswig-Holsteins aufgeführt (ZIEGLER et al. 1994). Von den nach 2001 nicht mehr nachgewiesenen Laufkäfern wurden nur zwei der 13 Arten, *Amara bifrons* und *Harpalus rufipalpis*, mit mehr als fünf Individuen erfasst. Von neun Arten, die 2003 nicht mehr nachgewiesen wurden, kamen *Asaphidion flavipes*, *Bembidion mannerheimii* und *Leistus rufomarginatus* in den beiden Vorjahren häufig vor. Ähnlich stellten sich die Verhältnisse bei den Staphyliniden dar. Fünf der 46 Arten, die nach 2001 verschwanden, wiesen mehr als fünf Individuen auf, ebenso wie 11 von 25 Arten, die ab 2002 nicht mehr nachgewiesen wurden. Im Vergleich der Jahre schwankten die Artenzahlen der Carabiden und Staphyliniden auf dem Acker oder nahmen ab, während sie in den naturnahen Flächen bei den Laufkäfern unverändert blieben, bei den Staphyliniden aber auch zum Jahre 2003 signifikant abnahmen. Bei den Laufkäfern kamen im Jahr 2002 mit den höchsten Niederschlagsmengen auch die meisten Arten auf dem Acker vor. Dabei wurde nicht nur die höchste mittlere Artenzahl (18 Arten/Falle) erreicht, sondern auch die höchsten minimal und maximal Werte (10 bzw. 28 Arten/Falle). Das Jahr 2001 war ebenfalls überdurchschnittlich regenreich, während das Jahr 2003 extrem trocken war. Dies könnte der Grund dafür sein, dass die mittleren Artenzahlen der Carabiden 2003 unterhalb der Werte von 2001 und 2002 lagen.

Offenbar sind die in den naturnahen Flächen beheimateten Laufkäfer nur in regenreichen Perioden in der Lage, den Lebensraum Acker zu besiedeln. In trockenen Jahren verbleiben diese Arten in den Habitaten mit vergleichsweise stabilen mikroklimatischen Verhältnissen. Einerseits war die mittlere Fallenverweildauer in den drei Jahren unterschiedlich und 2003 am kürzesten, was zu der geringen Durchschnittsartenzahl beigetragen haben kann. Andererseits war in allen Jahren die Hauptaktivitätszeit der Käfer abgedeckt, da die Fangpausen die Herbst- und Wintermonate betrafen. Von daher kommt trotz der unterschiedlichen mittleren Fallenverweildauer die Jahresniederschlagsmenge als wesentliche Ursache für die schwankenden Artenzahlen der Laufkäfer in Betracht.

Auch bei den Staphyliniden wurden in den niederschlagsreichen Jahren 2001 und 2002 auf der gesamten Hoffläche sowie ausschließlich auf der Ackerfläche signifikant mehr Arten erfasst als während des trockenen Jahres 2003. Innerhalb der naturnahen Flächen waren die Artenzahlen der Staphyliniden weniger stabil als bei den Laufkäfern. Während der Trockenheit 2003 war die geringste mittlere Artenzahl von 20 Arten/Falle nicht nur auf dem Acker, sondern auch mit durchschnittlich 28 Arten/Falle in den naturnahen Flächen vorhanden. Die Entwicklung der Artenzahlen der Staphyliniden schien daher ebenfalls durch die Witterung beeinflusst worden zu sein.

Artenzahlen mögen ein Kriterium sein, Habitate in ihrer floristischen oder faunistischen Qualität zu bewerten. Für Untersuchungen über längere Zeiträume sind Artenzahlen und die Veränderung ökologischer Gilden ein adäquates Mittel, um den naturschutzfachlichen Wert von Flächen zu erkennen. Für Untersuchungen über relativ kurze Zeiträume sind Artenzahlen alleine kaum geeignet, Veränderungen wahrzunehmen. So konnte IRMLER (2003) nach sieben Jahren keinen Unterschied in der Artenzahl von Laufkäfern auf benachbarten ökologischen und konventionellen Feldern entdecken, ebenso FAN et al. (1993) im Vergleich von Feldern mit integriertem und konventionellem Anbau

in den USA. BÜCHS et al. (2003) fanden für verschiedene Taxa, Fangmethoden, Anbaufrüchte und Bewirtschaftungsformen, dass Artenzahlen umso geringer ausfielen, je höher die Nutzungsintensität war, aber die übrigen Bewirtschaftungsformen (integrierter, reduzierter, extensivierter Anbau und Stilllegung) keine Korrelation zwischen Artenzahlen und Nutzungsintensität aufwiesen. Im Dominanzgefüge wirken sich Veränderung der Umwelt ggf. schneller aus. Die Diversität, für die z.B. der Shannon-Weaver-Index als numerischer Wert verwendet wird, kann nur wenig aussagekräftig sein, wie BÜCHS et al. (2003) zeigten. So erreichten Artengemeinschaften in verschiedenen Nutzungssystemen zwar denselben Shannon-Weaver-Index, unterschieden sich aber in der Dominanzfolge der Arten. Dabei kamen Arten mit einem höheren Wert aus Sicht des Natur- und Artenschutzes in extensiveren Nutzungssystemen häufiger vor, während die üblicherweise dominanten Arten der landwirtschaftlichen Flächen sich in der Häufigkeit verminderten.

Kurzfristige Veränderungen in einem Gebiet, die sich eher auf die Artenvielfalt der dort vorherrschenden Arten als auf die Artenzahlen selbst auswirken können, wären beispielsweise eine geänderte Fruchtfolge, ein Wechsel im Bearbeitungszeitpunkt, die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln oder mechanische Unkrautbekämpfung. Auf Hof Ritzerau wurden bis zur Ernte 2001 neben Herbiziden und Fungiziden auch Insektizide regelmäßig präventiv eingesetzt. Für diese ist eine Wirksamkeit auf die Käfer nachgewiesen, die als Imagines überwintern, früh im Jahr auf den Feldern aktiv sind und dann einer Applikation direkt ausgesetzt sind (BÜCHS et al. 1999).

5.2 Artengemeinschaften und Indikatorarten

Trotz der großen Anzahl an Laufkäferarten sind nur relativ wenige davon regelmäßig auf den Feldern vertreten. Dabei ist das Arteninventar auf europäischen Äckern recht einheitlich. THIELE (1977) nannte in einer Zusammenfassung aus 32 Publikationen 18 Carabiden, die auf 29 Ackerflächen und 12 Brachen in England, Deutschland, Polen und der damaligen Tschechoslowakei die Gemeinschaften dominierten: *Pterostichus melanarius* (28/11), *Harpalus rufipes* (27/8), *Bembidion lampros* (25/7), *Poecilus cupreus* (24/8), *Anchomenus dorsalis* (23/4), *Agonum muelleri* (21/<4), *Harpalus affinis* (21/5), *T. quadristriatus* (21/5), *Loricera pilicornis* (19/7), *Clivina fossor* und *Carabus granulatus* (16/9), *Bembidion quadrimaculatum* (11/<4), *Pterostichus niger* (11/9), *Bembidion obtusum* (10/-), *Poecilus versicolor* (10/11), *Nebria brevicollis* (<10/4), *Pterostichus nigrita* (<10/5) und *Carabus nemoralis* (<10/-). Nach HOLLAND & LUFF (2000) setzt sich die charakteristische Artengemeinschaft der Äcker in Europa aus maximal 30 Arten zusammen, von denen zehn Arten zahlenmäßig dominieren: *A. dorsalis*, *B. lampros*, *B. obtusum*, *H. rufipes*, *L. pilicornis*, *N. brevicollis*, *P. cupreus*, *P. melanarius*, *T. quadristriatus* und *Notiophilus biguttatus*, den THIELE (1977) nicht nannte. Nach IRMLER & GÜRLICH (2004) bestimmten 35 Arten die Zusammensetzung der fünf Artengemeinschaften auf schleswig-holsteinischen Äckern. Sowohl die bei THIELE (1977) wie die bei HOLLAND & LUFF (2000) aufgeführten Arten dominierten demnach auch die Felder Schleswig-Holsteins. Nicht typisch sind *P. nigrita*, *P. cupreus*, *B. obtusum*, *B. quadrimaculatum* und *N. biguttatus*, die in Schleswig-Holstein eher im Grünland oder im Waldrandbereich auftreten.

Die Ackerböden von Hof Ritzerau sind lehmig-sandig. Somit konnten drei der von IRMLER & GÜRLICH (2004) beschriebenen Gemeinschaften zum Vergleich heran gezogen werden. Das erste Untersuchungsjahr mit konventionell-intensiver Betriebsführung war die Ausgangsbasis zur Bewertung von Artenzahlen und -vielfalt der Lauf- und Kurzflügelkäfer. Von den durch die Average-Cluster-Analyse der Renkonen-Zahl 2001 ermittelten Laufkäfer-Gemeinschaften teilten sich fünf Synusien den Acker. Die Gemeinschaft

„Zentrum“ nahm über die Hälfte der Nutzfläche ein. Sie wies sich durch die geringste Artenzahl (Median 14,9 Arten/Falle), einen sehr niedrigen Shannon-Weaver-Index (Median 1,21) und durch niedrige Evenness (Median 0,45) aus. Die rezedent oder häufig nachgewiesenen acht Arten kennzeichneten die Gemeinschaft als artenarme Variante der von IRMLER & GÜRLICH (2004) beschriebenen Gemeinschaft mittelgroßer Felder auf Lehmboden in Schleswig-Holstein, die durchschnittlich 26 Arten umfasste. In dieser bestimmten vier Arten das Dominanzspektrum, *P. melanarius* (43,4 %), *A. dorsalis*, *T. quadristriatus* und *B. tetracolum* (5 % bis 9 %), 13 Arten kamen rezedent vor (IRMLER & GÜRLICH 2004). Drei dieser Arten dominierten auch die Acker-Gemeinschaften von Hof Ritzerau. In der Gemeinschaft „Zentrum“ mit der größten Flächenausdehnung erreichte *P. melanarius* 70,1 % Häufigkeit, *T. quadristriatus* und *B. tetracolum* ca. 6,5 %. *A. dorsalis* gehörte zwar zu den stetigen Arten, war aber in keiner Gemeinschaft häufig.

Die fünf Acker-Gemeinschaften unterschieden sich 2001 in der durchschnittlichen Entfernung der Standorte vom Feldrand. Je weiter die Gemeinschaften vom Feldrand entfernt lagen, umso artenärmer waren sie und umso geringer fiel auch die Artenvielfalt aus. Im Jahr 2002 unterschieden sich die Acker-Gemeinschaften dagegen nicht im Abstand vom Feldrand. Im Vergleich zum Vorjahr hatte in allen Feld-Gemeinschaften der Unterwuchs an Wildkräuter zugenommen. Diese Entwicklung setzte sich 2003 fort, mit Ausnahme der konventionellen Getreideschläge der Gemeinschaft „Süd“, die wenig verunkrautet war. Für die generelle Zunahme der Diversität, der Individuen- und Artenzahlen nach 2001 lässt sich aus den zur Verfügung stehenden Parametern keine direkte Erklärung ableiten. Mögliche Ursachen sind die weniger intensive Bewirtschaftung auch der konventionellen Felder (Verzicht auf Insektizide etc.) und die ergiebigen Regenfälle im Jahr 2002. Die allgemeine Extensivierung drückte sich außer in der Verunkrautung auch in der Halmdichte der konventionellen Feldfrüchte aus. 2001 standen dort 489 Halme/m², 2002 und 2003 jeweils 368 Halme/m². Im Raps ging die Anzahl von 54,7 Stängel/m² (exkl. Hybrid-Raps) im ersten Jahr auf 20,3 Stängel/m² im letzten Jahr zurück. Die Differenz zwischen der Temperatur an der Bodenoberfläche von beschatteten Getreidefeldern und unbedecktem Boden kann im Juni an sonnigen Tagen mehr als 15°C betragen (HONĚK 1985). BASEDOW & RZEHAK (1988) errechneten für lichte ökologische Felder im Juni eine um 4,8°C, im Juli sogar um 8,1°C höhere Durchschnittstemperatur als in konventionellen Weizenfeldern mit 17,0°C. Die abnehmende Halmdichte führte daher zu veränderten mikroklimatischen Bedingungen, was die Lebensbedingungen für thermophile Arten verbessert haben könnte.

Die Acker-Gemeinschaften nach der Average-Cluster- und der TWINSPAN-Analyse haben ein hohes Maß an Übereinstimmung (Tab. 29, Abb. 71). Die häufigsten Arten dieser Gemeinschaften werden im nachfolgenden ökologisch charakterisiert und mit den Ergebnissen aus anderen Untersuchungen verglichen.

P. melanarius war die einzige Käfer-Art, die in allen Jahren die Ackerfläche eudominant beherrschte. Die Spearman-Rang-Korrelation ordnete *P. melanarius* zu den Arten der Äcker auf lehmig-sandigen Böden. Die Vertreter dieser Gruppe bevorzugten Bereiche mit erhöhtem Sandgehalt, die sauren Böden im Norden der Hoffläche und sie wurden bei zunehmendem Abstand zum Feldrand häufiger. Die Ergebnisse der TWINSPAN-Analyse wiesen *P. melanarius* für alle drei Jahre als Indikatorart der Ackerfläche aus, 2002 und 2003 zusätzlich als Indikator für Standorte im Zentrum der Felder.

P. melanarius ist der dominante Laufkäfer auf Feldern in Mittel- und Nordeuropa (z.B. HANCE et al. 1990, SCHRÖTER & IRMLER 1999, PURVIS et al. 2001, KINNUNEN et al. 2001) und wird seit seiner Einbürgerung auch in Nord-Amerika häufig (NIEMELÄ & SPENCE 1994, BOIVIN & HANCE 2003). Die ökologischen Ansprüche der Art sind gut untersucht (z.B.

FOURNIER & LOREAU 2001b). *P. melanarius* vermehrt sich im Spätsommer/Herbst und überwintert als Larve vergraben im Ackerboden (FADL & PURVIS 1998). Ein kleiner Teil der Population überwintert als Käfer und ist im zweiten Lebensjahr früh aktiv (BASEDOW 1994). IRMLER (2003) erklärte die Häufigkeit von *P. melanarius* auf großen Schlägen mit der Überwinterung im Ackerboden. Nur wenige Individuen fanden sich in Bodenproben von Knicks oder Waldrändern, in Gras- oder Blühstreifen dagegen viele (z.B. ASTERAKI 1994, MEEK et al. 2002, HONĚK & KOČIAN 2003). Auf Hof Ritzerau wurden jeweils ab Januar auf der gesamten Ackerfläche Einzeltiere erfasst, bei denen es sich vermutlich um Alttiere aus dem Vorjahr handelte. Von Juni bis etwa Mitte Juli fand ein extremer Populationszuwachs statt. Die meisten Käfer traten im Zentrum der Hoffläche auf. FADL et al. (1996) erklärten diese Populationsentwicklung mit dem Schlupf der neuen Generation. WALLIN & EKBOM (1988) ermittelten Laufgeschwindigkeiten von bis zu 17 m/h und tägliche Distanzen zwischen 3 - 15 m (LYS & NENTWIG 1991, THOMAS et al. 1998). THACKER & DIXON (1996) modellierten eine Ausbreitung von maximal 35 m/Tag. *P. melanarius* wäre zumindest theoretisch in der Lage, den Acker in kurzer Zeit zu besiedeln. Eine Zuwanderung von *P. melanarius* vom Rand der Hoffläche wurde in keinem Jahr durch randnahe Fallen des Rasters dokumentiert, so dass die Überwinterung von *P. melanarius* innerhalb der Felder wahrscheinlich ist. Die im konventionellen Landbau übliche Bodenbearbeitung im Herbst wirkte sich nicht auf die Schlupf-Raten aus, während die für Sommerfrüchte notwendige Bodenbearbeitung im Frühjahr negative Auswirkungen hatte (PURVIS & FADL 2002). Die Autoren führten das auf die Empfindlichkeit der späten Larvenstadien und der Puppen zurück. Zudem scheint *P. melanarius* unempfindlich gegen Insektizide zu sein. Bei deren Verwendung im Juni befand sich der Großteil der Population unerreichbar eingegraben im Boden (BASEDOW & MIELKE 1977).

Tab. 29: Die häufigsten Laufkäfer-Arten der Acker-Gemeinschaften nach der Average-Cluster-Analyse der Renkonen-Zahl. Unterstrichen: Art war beständig in einer oder mehr Gemeinschaften vertreten. Korrelation mit Abstand zum Feldrand: (+): positiv, (-): negativ, (/): keine Auswirkung, ^w: Winter-Art.

Schwerpunkt	Hauptarten: eudominant bis subdominant
Acker	<u><i>Pterostichus melanarius</i></u> (+)
Konventionelles Winter-Getreide	<i>Trechus quadristriatus</i> ^w (/)
Feldrandbereich, extensive Flächen, ökologischer Anbau	<u><i>Bembidion tetracolum</i></u> (-), <i>Anchomenus dorsalis</i> (+), <i>Agonum muelleri</i> (+)
Raps, Feldränder, Stilllegungen	<i>Amara similata</i> (/)
Feldrandbereich, naturnahe Flächen	<u><i>Carabus granulatus</i></u> (-), <i>C. nemoralis</i> (-), <i>Nebria brevicollis</i> (-), <i>Notiophilus biguttatus</i> (-), <i>Pterostichus niger</i> (-)
	Begleitarten: rezedent bis subrezedent
Acker	<u><i>Loricera pilicornis</i></u> (+), <u><i>Clivina fossor</i></u> (+), <u><i>Harpalus rufipes</i></u> (+), <i>H. affinis</i> (+), <i>Calathus cinctus</i> (+)
Feldrandbereich	<i>Poecilus versicolor</i> (/), <i>Bembidion properans</i> (/), <i>Bembidion quadrimaculatum</i> (/), <i>Limodromus assimilis</i> (-), <i>Calathus melanocephalus</i> (/)

P. melanarius ist primär nachtaktiv, gilt als polyphager Räuber und bevorzugte Bereiche mit hoher Halmzahl (Honěk & Jarošík 2000). In dichter Vegetation war der Laufkäfer auch vor- und nachmittags aktiv, auf offenen Flächen nur nachts (CHAPMAN et al. 1999). Nach Regenfällen steigerte sich die Aktivität (THOMAS et al. 1998). Das bestätigte sich auch auf Hof Ritzerau, da er in den niederschlagsreichen Jahren 2001 und 2002 signifikant zahlreicher vorkam als im regenarmen Jahr 2003. In Weizenfeldern war das Vorkommen über längere Zeiten in bestimmten Bereichen stabil, was auf die Verfügbarkeit von Beute zurückgeführt wird (THOMAS et al. 2001).

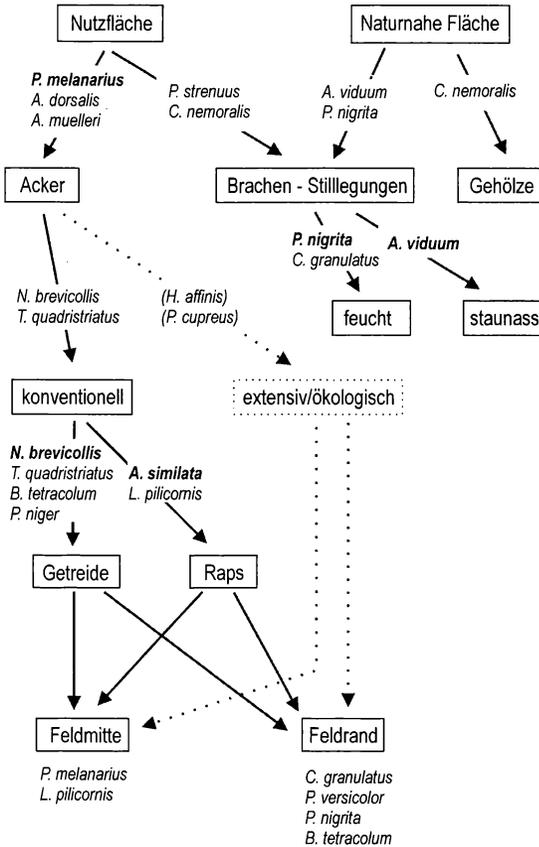


Abb. 71: Indikatorarten nach der TWINSPAN-Analyse. Berücksichtigt wurden Laufkäfer, die in mindestens zwei Jahren als Indikatorart ermittelt wurden. Fett gedruckt: Arten, die in drei Jahren Indikatorart waren. Die Gemeinschaft „extensiv/ökologisch“ wurde nur für das zweite Umstellungsjahr ermittelt.

P. melanarius ernährt sich von Nacktschnecken (BOHAN et al. 2000). WINDER et al. (2005) konnten zu Beginn einer Blattlaus-Invasion im Winterweizen keine räumliche Assoziation zwischen den Blattläusen und *P. melanarius* beobachten. Mit Zunahme der Blattlaus-Population stellte sich eine starke Bindung ein. In den Bereichen mit geringer Aktivitätsdichte von *P. melanarius* war die Blattlausdichte am höchsten. SYMONDSON et al. (2000) fanden im Darm von 36 % der Käfer Antikörper gegen Regenwürmer. Der Gehalt an Regenwurm-Eiweiß war negativ mit der Biomasse anderer Organismen korreliert, so

dass Regenwürmer offenbar eine wenig attraktive Beute sind, die nur zur Überbrückung von Hungerzeiten genutzt wird. Rapssamen verschmähte die Art (HONĚK & JAROŠIK 2000).

Die Dominanz von *P. melanarius* auf vielen Äckern und im Grünland beruht offenbar auf seine Anpassung an die im konventionellen Landbau vorherrschenden Betriebsabläufe. Der Käfer wird weder durch die Bodenbearbeitung noch durch Pflanzenschutzmittel beeinträchtigt, was wiederum für viele andere Arten nicht gilt. Seine wenig spezialisierte Ernährung, die hohe Aktivität und seine Flexibilität gegenüber der Umwelt fördern *P. melanarius* in der industrialisierten Landwirtschaft.

T. quadristriatus ist in Europa weit verbreitet, flugfreudig (BASEDOW et al. 1990) und auf Feldern häufig (z.B. POWELL et al. 1985, SCHRÖTER & IRMLER 1998). Anders als die meisten Laufkäferarten war *T. quadristriatus* spät im Jahr aktiv. Die Hauptaktivität begann ab Juli. In Untersuchungen, die mit der Ernte enden, kann diese Art daher unterrepräsentiert sein. *T. quadristriatus* überwintert im Ackerboden als Larve und als Käfer. Das Vorkommen schwankte, obwohl weder ein Einfluss der Bodenbearbeitung noch der Fruchtfolge messbar war (PURVIS & FADL 2002). Dies galt auch für diese Untersuchung. Im ersten Jahr zweithäufigste Art, reduzierte sich die Individuenzahl 2002 auf etwa ein Viertel der Vorjahresmenge. Der signifikante Rückgang wurde vermutlich durch die ergiebigen Regenfälle während der Hauptaktivität von Juli bis November verursacht. Im trockenen Jahr 2003 nahm die Aktivitätsdichte zu, auch wenn das Niveau von 2001 nicht erreicht wurde. Nach IRMLER (2003) liegt eine positive Korrelation zur Feldgröße vor, was aber auf Hof Ritzerau nicht belegt wurde. IRMLER & GÜRLICH (2004) ordneten *T. quadristriatus* zu den Arten der offenen, trocken-sandigen Standorte auf neutralen und basischen Böden, was die Spearman-Rang-Korrelation bestätigte. HONĚK (1988) wies *T. quadristriatus* dagegen in dichten Weizenbeständen häufiger als in lichten nach. Auf Hof Ritzerau trat *T. quadristriatus* bei Aktivitätsbeginn bevorzugt im Getreide auf. Vor der Ernte ist das Getreide reif und trocken, die Lufttemperatur hoch und es regnet gewöhnlich wenig. Abschnitte mit hoher Halmdichte sind durch das morgendliche Tauwasser vergleichsweise kühl und feucht, was den Widerspruch zwischen beiden Beobachtungen erklären könnte. *T. quadristriatus* wurde signifikant häufig in Getreidefeldern nachgewiesen. Offensichtlich bevorzugt der Carabide Intensivkulturen (z.B. HOKKANEN & HOLOPAINEN 1986, BASEDOW et al. 1990, SANDERSON 1994, ANDERSEN 2003). In Jahren mit hohem Blattlausbefall des Weizens nahm die Abundanz von *T. quadristriatus* zu (HONĚK & JAROŠIK 2000). Das vermehrte Auftreten des Laufkäfers in intensiven, artenarmen Kulturen führte ANDERSEN (2003) auf eine generelle Konkurrenzschwäche zurück. FREULER et al. (2001) interpretierten das als Ausnutzen der Lücke, die andere Arten nach der Verwendung von Insektiziden hinterließen. Wahrscheinlich liegt das erhöhte Vorkommen von *T. quadristriatus* in Getreidefeldern nicht an der Anbaufrucht, sondern am Bearbeitungsrythmus, da der Käfer vor allem auf frisch bestellten Feldern im Herbst und Winteraktiv war.

B. tetracolum tritt offenbar nur in Norddeutschland und Dänemark bevorzugt auf Feldern auf (SCHRÖTER & IRMLER 1999, IRMLER & GÜRLICH 2004, THORBEC & BILDE 2004). Der Käfer überwintert in der Streuschicht von Hecken (MAUDSLEY et al. 2002). Unter ökologischer Bewirtschaftung und in Brachen wurde *B. tetracolum* häufig nachgewiesen (KINNUNEN et al. 2001, SHAH et al. 2003, ALBERT et al. 2003, RAHMANN & PIPER 2007). Eine hohe Aktivitätsdichte bei konventionellem Anbau beschrieben DÖRING & KROMP (2003), IRMLER & GÜRLICH (2004) und PURTAUF et al. (2005). Auf Hof Ritzerau kam *B. tetracolum* an extensiven Standorten vor, z.B. in den Gemeinschaften „Feldrand“ und „Stilllegung“ (2001), „Bio“ (2002) oder „Mitte“ und „Gehölz“ (2003). *B. tetracolum* bevorzugte nach der

Spearman-Rang-Korrelation humusreiche Böden und war negativ mit der Randabstand korreliert. *B. tetracolum* trat nur 2002 schwerpunktmäßig auf dem Acker auf. Die TWINSPAN-Analyse führte den Laufkäfer als Indikatorart der Feldränder an. Dieses Ergebnis ergänzt sich mit seiner Häufigkeit in den Gemeinschaften aus extensiven Standorten, steht aber im Kontrast zu den Angaben von IRMLER & GÜRLICH (2004), die *B. tetracolum* als eudominante Charakter-Art der großen lehmigen Äcker in Schleswig-Holstein darstellten. Der Laufkäfer wurde auch als eine Indikatorart für Getreide ausgewiesen. Im späten Frühjahr und Sommer kam *B. tetracolum* in den Getreidefeldern vor und bevorzugte dort die Randbereiche, war aber im Herbst auf der ganzen Fläche aktiv. In den Rapsfeldern wurde *B. tetracolum* vor der Ernte nur gelegentlich an den Feldrändern nachgewiesen.

A. dorsalis und *A. muelleri* gehörten im ersten Untersuchungs-jahr nur zu den rezedenten bis subrezedenten Acker-Begleitarten. Beide kamen 2002 und 2003 in hoher Aktivitätsdichte auf dem Acker vor und wiesen eine positive Korrelation zu ansteigendem Randabstand auf. Sie dominierten in Gemeinschaften des ökologischen Anbaus, des Rapses und des Feldrandbereiches. Die TWINSPAN-Analyse führte *A. dorsalis* und *A. muelleri* trotz geringer Abundanz 2001 als Indikatorarten für die ganze Nutzfläche.

IRMLER & GÜRLICH (2004) nannten *A. dorsalis* typisch für kleinflächige Äcker und stellten ihn in die ökologische Gruppe der offenen, trocken-sandigen, salzfreien und basischen Standorte. Er überwintert als Imago (BASEDOW 1994) in hoher Anzahl in Feldrainen und Hecken (z.B. SOTHERTON 1984, BASEDOW et al 1991, MACLEOD et al. 2004), eingegraben im Boden mit geringer Bodenfeuchte (MAUDSLEY et al. 2002). Von dort wandert er im Frühjahr in das Getreide (HAWTHORNE et al. 1998). Im Feldrandbereich nahe von Hecken war die Aktivität bisweilen höher und ausdauernder als in der Mitte der Felder (HANCE et al. 1990, FOURNIER & LOREAU 2001a), was mit der Verfügbarkeit von Beute begründet wurde (WARNER et al. 2008). Die Art war unter konventioneller und ökologischer Bewirtschaftung gleich häufig (IRMLER 2003, DÖRING & KROMP 2003, SHAH et al. 2003). Andere Autoren berichten von hoher Aktivitätsdichte im extensiven Anbau (z.B. POWELL et al. 1985, HOKKANEN & HOLOPAINEN 1986, BASEDOW & RZEHAK 1988, PFIFFNER & NIGGLI 1996), was mit der Verwendung von Pflanzenschutzmitteln zu tun haben könnte (BASEDOW & MIELKE 1977, BASEDOW 1990). *A. dorsalis* erbeutet Collembolen, Blattläuse, Larven verschiedener Raps- und Kohlschädlinge (z.B. BASEDOW 1994, WARNER et al. 2008). Die Zunahme in der Aktivitätsdichte von *A. dorsalis* liegt wahrscheinlich in der Extensivierung der Hofffläche begründet, da er 2002 und 2003 trotz der sehr unterschiedlichen klimatischen Bedingungen viel zahlreicher als 2001 war. Besonders im Süden der Hofffläche, mit geringer Dominanz von *P. melanarius*, war *A. dorsalis* häufig. Nach SCHRÖTER & IRMLER (1999) stieg die Menge ab einer Entfernung von 150 m zum Knick. Möglicherweise profitiert *A. dorsalis* von der ausbleibenden Konkurrenz.

A. muelleri ist in Schleswig Holstein häufig, erreicht die größte Abundanz auf Äckern und im Grünland und kommt nur in sehr trockenen Habitaten nicht vor (IRMLER & GÜRLICH 2004). Er wurde unter ökologischen Anbau häufiger erfasst (BOOIJ 1994, IRMLER 2003, PFIFFNER & LUKA 2003, DÖRING & KROMP 2003, PURTAUF et al. 2005) als unter konventionellem (ALBERT et al. 2003). Manchmal variierte die Abundanz zwischen den Systemen von Jahr zu Jahr (FAN et al. 1993). Möglicherweise findet die mesohygrophile Art in den ökologischen Feldern günstigere Bedingungen als im konventionellen Getreide. Die ökologischen Felder bieten mit dem Unterwuchs aus Wildkräutern oder Klee trotz ihrer geringen Halmdichte eine beständig hohe Bodenfeuchtigkeit bei gleichzeitig gemäßigten Temperaturen. *A. dorsalis*, *A. muelleri* und *B. tetracolum* überwintern als Käfer und wandern ab Februar/März aus Hecken, Grasstreifen und anderen naturnahen

Strukturen in die Felder ein, wo sie dann Pestiziden ausgesetzt sind (PFIFFNER & LUKA 2000, MACLEOD et al. 2004).

Zwei Laufkäfer-Arten zeigten auf Hof Ritzerau eine Bindung an die Anbaufrucht Raps. *A. similata* kam fast ausschließlich in Raps-Feldern vor, *L. pilicornis* war dort auffällig häufig. FELSMANN & BÜCHS (2006) sowie WARNER et al. (2008) fanden *A. similata* als häufigsten Laufkäfer sowohl im konventionell-intensiven als auch im integrierten Raps. *L. pilicornis* zählte dort ebenfalls zu den häufigsten Arten. Dieser Käfer jagt hauptsächlich Collembolen und gilt weder als Schädling noch als Nützling (SUNDERLAND 1975, BAUER 1982). *A. similata* galt bislang als phytophag, da er als Nahrung die Samen von *Tripleurospermum inodorum*, *Taraxacum officinale* und *Capsella bursa-pastoris* bevorzugt (JØRGENSEN & TOFT 1997, SASKA 2008). Die Sterblichkeit der Larven stieg zwar bei der Ernährung mit Regenwürmern und Grashüpfern erheblich an (FAWKI & TOFT 2005), die Biomasse der Käfer nahm aber am stärksten zu (SASKA & JAROŠIK 2001). SCHLEIN & BÜCHS (2004, zitiert nach FELSMANN & BÜCHS 2006), beobachteten, dass sowohl *Dasineura brassicae*-Larven als auch *Meligethes aeneus*-Larven bevorzugt verzehrt wurden. Von *D. brassicae* befallene Rapsschoten waren eine begehrte Nahrungsquelle. Nach WARNER et al. (2008) war das Vorkommen von *A. similata* mit verpuppungsreifen Larven von *Meligethes aeneus* assoziiert, die von den Pflanzen zu Boden fielen. FELSMANN & BÜCHS (2006) stufen *A. similata* daher als Schlüsselart bei der Reduzierung von Schädlingspopulationen im Raps ein.

Carabus granulatus, *C. nemoralis*, *N. biguttatus*, *N. brevicollis* und *P. niger* waren in den Gemeinschaften des Ackerrandbereichs und der naturnahen Flächen häufig. Auch THIELE (1977) und IRMLER & GÜRLICH (2004) fanden diese Carabiden mit Ausnahme von *N. biguttatus* mit hoher Stetigkeit auf vielen Äckern. Der Verbreitungsschwerpunkt von *C. nemoralis* lag auf den Söllen und Knicks, während *C. granulatus* und *P. niger* dort nur in einem von drei Jahren zahlreicher vorkamen. *N. brevicollis* wies keinen Schwerpunkt auf, da die Quellbiotope dieser Grünland-Art in den Brachen außerhalb der Hoffläche lagen. *N. biguttatus* trat bevorzugt im Randbereich der Felder neben den naturnahen Flächen auf, so dass er nicht als typische Ackerart bezeichnet werden kann (THIELE 1977, HOLLAND & LUFF 2000, IRMLER & GÜRLICH 2004). Alle fünf Carabiden wiesen laut Spearman-Rang-Korrelation einen negativen Bezug zum Feldabstand auf.

C. granulatus war gemäß der TWINSPAN-Analyse eine stetige Indikatorart der Feldränder und der Brachen (Abb. 71). Der mesohygrophile aber feuchtetolerante Carabide gehört in Schleswig-Holstein zum Arteninventar der Wälder und des Grünlands (IRMLER & GÜRLICH 2004). In den Grünland-Gemeinschaften der naturnahen Flächen Hof Ritzeraus erreichte *C. granulatus* die höchste Aktivitätsdichte.

C. nemoralis war eine stetige Indikatorart der naturnahen Flächen, vor allem für gehölzbestandene Standorte in Knicks und Söllen. In den ersten beiden Jahren wurde *C. nemoralis* noch häufig im Feldrandbereich erfasst. Die Aktivitätsdichte nahm aber im trockenen Jahr 2003 deutlich ab. Der außergewöhnlich trockene Sommer 2003 schränkte *C. nemoralis* stärker ein als *C. granulatus*. Dennoch ist *C. nemoralis* nach IRMLER & GÜRLICH (2004) mesohygrophil und feuchtetolerant, sein Verbreitungsschwerpunkt sind trockene Wälder. KENNEDY (1994) fand *C. nemoralis* in abnehmender Häufigkeit in naturnahen Flächen, in Brachen und auf dem Acker.

P. niger wurde im ersten Jahr kaum nachgewiesen. Die Funde beschränkten sich auf Säume und randnahe Feldbereiche im Süden der Hoffläche. 2002 und 2003 wurde *P. niger* zahlreicher erfasst mit einem Verbreitungsschwerpunkt in den naturnahen Flächen. In Gemeinschaften des nassen Grünlands und der Gehölze kam der Käfer subdominant vor, 2002 galt das auch für die Feld-Gemeinschaft „Bio-Erbisen“. Er ist sehr lauf-

aktiv, gilt als ubiquitäre Waldart mit euryöken Umweltansprüchen und wird stetig auf Äckern nachgewiesen (IRMLER & GÜRLICH 2004). Da *P. niger* in Getreidefeldern auch innerhalb der Schläge und nicht nur am Feldrand auftrat, gehörte er laut TWINSPAN-Analyse zu den Indikatorarten für konventionelles Getreide.

Die Grünlandart *N. brevicollis* kam 2002 häufiger vor als 2001, war aber 2003 wie viele hygrophile Arten selten und nur in Gemeinschaften wie „Brache“ oder „Gehölze“ rezedent. *N. brevicollis* tritt in Schleswig-Holstein in fast allen Habitattypen auf, wird aber im frischen Grünland am zahlreichsten (IRMLER & GÜRLICH 2004). Die Spearman-Rang-Korrelation wies für *N. brevicollis* eine negative Korrelation mit steigendem Abstand zum Feldrand und mit ansteigendem Sandgehalt aus. Außerdem war der Käfer positiv mit zunehmendem pH-Wert korreliert. *N. brevicollis* gehörte daher nicht zu den Laufkäfern, deren Verbreitungsschwerpunkt auf den Äckern lag. Er kam aber auf Anbauflächen mit Getreide teilweise eudominant häufig vor und wurde daher durch die TWINSPAN-Analyse in allen Jahren als Indikatorart des Getreides ausgewiesen. Er zeigte zwei Aktivitätsphasen, eine mit geringer Abundanz von Mai bis Juni und eine Hauptphase im Herbst. Das Verbreitungsgebiet von *N. brevicollis* lag im Süden der Hoffläche, von wo er etwa ab September aus dem benachbarten Extensiv-Grünland in die Ackerfläche einwanderte. Im Mai und Juni 2002 besiedelte *N. brevicollis* die zentralen Getreidefelder, wurde auf den Rapsfeldern aber nur am Feldrand erfasst. Erst im Herbst 2002 erstreckte sich das Vorkommen wieder über die gesamte südliche Hälfte. Im Frühjahr und Sommer 2003 kam *N. brevicollis* auf dem Acker kaum vor. Vermutlich war der geringe Niederschlag Ursache des Abundanz-Rückgangs. Eine Wirkung von *N. brevicollis* als Indikator für Getreide erscheint aufgrund des geringen Vorkommens 2003 und der kaum vorhandenen Übereinstimmung zwischen der Vegetationszeit der Feldfrüchte und dem Aktivitätsfenster des Käfers zweifelhaft. Das Ergebnis der TWINSPAN-Analyse steht auch im Widerspruch zu der Untersuchung von WARNER et al. (2008), die eine Beziehung mit verpuppungstreifen *Meligethes aeneus*-Larven sowie Collembohlen auf Raps-Feldern in England feststellten. Nach AYRE (2001) kann *N. brevicollis* zu den effizienten Fraßfeinden von Schnecken gezählt werden. Die Larven von *N. brevicollis* waren besonders effizient, da sie die Nahrungstiere im Labor noch bei 4°C erbeuteten. Schnecken waren in der Keimphase des Rapses im Herbst 2001 auf den Feldern Mühlenschlag und Seekamp ein Problem, so dass nach ersten Schäden im Herbst Schnecken nicht mehr geerntet wurden.

N. biguttatus wurde durch die Niederschlagsmenge beeinflusst. Im Jahr 2002 war die Art häufiger als sonst, wurde aber 2003 nur selten erfasst. Der Verbreitungsschwerpunkt von *N. biguttatus* sind trockene Wälder bei hoher Toleranz gegen fehlende Bedeckung (IRMLER & GÜRLICH 2004). Dies zeigte sich auch in dieser Untersuchung, da *N. biguttatus* um die Quellbiotopie wie Sölle, Knicks und Waldränder herum regelmäßig und in zumeist großer Häufigkeit anzutreffen war. Nur während der Trockenheit 2003 war *N. biguttatus* nicht häufig und gehörte daher zu den Acker-Begleitarten. Er ist in bestimmten Lebensphasen ein guter Flieger, da CHAPMAN et al. (2005) immature Individuen im Juli millionenfach bei Ausbreitungsflügen in Süd-England als häufigsten Carabiden in 12 und 200 m Höhe nachwiesen.

Fünf Carabiden waren auf Hof Ritzerau in allen Feld-Gemeinschaften als Acker-Begleitarten konstant vertreten, ohne häufig zu werden. *L. pilicornis*, *C. fossor*, *H. rufipes*, *H. affinis* und *C. cinctus* zeichneten sich durch eine positive Korrelation zum Randabstand aus und *C. cinctus* außerdem zum Sandgehalt (IRMLER & GÜRLICH 2004).

Als Begleitarten des Feldrandbereiches traten fünf Laufkäfer auf: *L. assimilis*, in feuchten Erlenwäldern am häufigsten, *P. versicolor*, im trockenen Grünland besonders zahlreich, *C. melanocephalus*, typisch für sandige Ackerflächen, *B. properans* aus dem frischen

bis trockenen Grünland und *B. quadrimaculatum* (IRMLER & GÜRLICH 2004). *L. assimilis* war als euryöke Waldart negativ mit steigendem Abstand zum Feldrand korreliert, während die übrigen Arten keinen Bezug zu diesem Parameter zeigten.

Die Staphyliniden sind zwar sehr artenreich und ein wichtiger Bestandteil der Bodenfauna, aber wenig untersucht. Dies liegt vor allem an der schwierigen Taxonomie (BOHÁČ 1999). Daraus resultiert ein geringer Kenntnisstand zur Ökologie vieler Arten, was ihre Verwendung als Bioindikatoren erschwert. Zudem verzichteten etliche Untersuchungen auf die aufwendige Bearbeitung der Aleocharinae (z.B. BASEDOW et al. 1991, KROOSS & SCHÄFER 1999). Bisweilen wurden selbst Gattungen mit großen Arten, wie z.B. *Philonthus* oder *Stenus*, nicht auf Artniveau behandelt (z.B. COLLINS et al. 2002).

Tab. 30: Die häufigsten Kurzflügelkäfer-Arten der Acker-Gemeinschaften nach der Average-Cluster-Analyse der Renkonen-Zahl. Unterstrichen: Art war beständig in der Dominanzklasse vertreten. Korrelation mit Abstand zum Feldrand: (+): positiv, (-): negativ, (/): keine Auswirkung, ^w: Winter-Art.

Schwerpunkt	Hauptarten: eudominant bis subdominant
Ackerfläche	<u><i>Aloconota gregaria</i></u> (/), <i>Atheta fungi</i> (+), <i>Tachyporus hypnorum</i> (+), <i>Xantholinus linearis</i> ^w
Konventionelle Ackerfläche	<u><i>Philonthus rotundicollis</i></u> (+)
Feldrandbereich, unbedeckte Böden	<i>Lesteva longoelytrata</i> ^w (/)
Raps	<u><i>Philonthus cognatus</i></u> (+), <i>Philonthus carbonarius</i> (+)
Feldrandbereich, Grünland, ökologischer Anbau	<i>Liogluta alpestris</i> ^w (+), <i>Tachinus fimetarius</i> ^w (+), <i>Anotylus rugosus</i> (/)
	Begleitarten: rezedent bis subrezedent
Acker	<u><i>Lathrobium fulvipenne</i></u> (+), <u><i>Xantholinus longiventris</i></u> (+)
Feldränder, Grünland, ökologischer Anbau	<i>Gyrophypnus angustatus</i> (+), <u><i>Amischa analis</i></u> (/), <i>Oxygaster acuminata</i> (-)

ZIMMERMANN (1995, zitiert nach LÜBKE-AL HUSSEIN & AL HUSSEIN 2000) hat in einer Zusammenstellung von Arbeiten über Agrarstandorte in Polen, den Niederlanden und Deutschland die häufigsten Staphyliniden aufgelistet. Demnach waren *A. gregaria*, *A. analis*, *A. fungi*, *D. angustula*, *T. hypnorum* und *P. cognatus* konstant häufig. Außerdem kamen *A. rugosus*, *L. fulvipenne*, *O. exoleta*, *P. carbonarius*, *P. rotundicollis*, *T. signatus* und einige *Tachyporus*-Arten stetig vor. Auf Äckern in Norwegen, England und Litauen (ANDERSEN & ELTUN 2000, SHAH et al. 2003, TAMUTIS et al. 2004) dominierten *T. signatus*, *T. hypnorum*, *P. cognatus*, *P. carbonarius*, *P. rotundicollis*, *A. rugosus* und *A. gregaria*, wobei in der Untersuchung in England die Aleocharinae nicht bearbeitet worden waren. Auf einer lehmigen Ackerstilllegung in Tschechien kamen neben Arten aus dem frischen Grünland *A. analis*, *A. fungi*, *A. rugosus*, *P. cognatus*, *X. linearis* und *X. longiventris* am häufigsten vor (BOHÁČ et al. 1999). Die Staphyliniden-Fauna der Ackerflächen in Europa ist relativ einheitlich zusammengesetzt. Auf Hof Ritzerau prägten 16 Kurzflügelkäfer das

Artengefüge (Tab. 30). Es handelte sich im Wesentlichen um Arten, die für europäische Nutzflächen typisch sind.

Während sich nach der Dominanzidentität in den Jahren 2002 und 2003 die ökologischen und konventionellen Felder differenzieren ließen, war im Jahr 2001 unter rein konventionellem Anbau fast der gesamte Feldbereich einheitlich geprägt mit Ausnahme der beiden Felder Stutenkoppel und Hellberg. Auf diesen Schlägen waren *L. longolytrata* und *L. alpestris* eudominant bzw. subdominant aufgetreten, während sie in der Gemeinschaft „Acker“ rezedent auftraten. Diese Kurzflügelkäfer gehören zu den winteraktiven Arten, die in nahezu allen Untersuchungen aufgrund der zu kurzen Beprobungsphase unterrepräsentiert sind. Die Gemeinschaften differenzierten sich in ihren abiotischen oder biotischen Kennwerten kaum. Der einzige Unterschied lag in den signifikant höheren Individuenzahlen der Gemeinschaften der Rapsfelder als in den ökologischen Feldern. Die unterschiedlichen Synusien der Staphyliniden wurden nicht wie die der Carabiden durch Faktoren wie die Entfernung zum Feldrand oder die Menge der Wildkräuter gebildet. Die Bewirtschaftungsform und die jeweils angebaute Feldfrucht beeinflussten hauptsächlich die Aktivitätsdichte der häufigsten Staphyliniden *A. gregaria*, *A. fungi*, *P. rotundicollis*, *P. cognatus*, *P. carbonarius* und *A. rugosus*.

A. gregaria war der häufigste Staphylinide dieser Untersuchung und kam außer auf der Ackerfläche auch in den naturnahen Flächen stetig vor. Die Art dominierte auf vielen Äckern in Europa das Artenspektrum (z.B. ANDERSEN & ELTUN 2000, BOHÁČ et al. 1999, LÜBKE-AL HUSSEIN & AL HUSSEIN 2000). EYRE et al. (2001) stuften *A. gregaria* als Generalisten ein, da der Staphylinide selbst im Sedimentbereich schottischer Flüsse zahlreich war. IRMLER & HELLER (2002) wiesen den Käfer auch im Salzgrünland der Nordseeküste nach. Es handelt sich daher offenbar um eine Art des Grünlandes und der Äcker mit weiter ökologischer Varianz. Nach der Spearman-Rang-Korrelation werden humusarme Böden bevorzugte. Sie überwintert als Käfer und reproduziert von Februar bis Mai. Die neue Generation schlüpft im Juni/Juli (ZIMMERMANN & BÜCHS 1995). Die Spritzgänge in den konventionellen Winterfruchtfeldern finden gewöhnlich zwischen diesen beiden Aktivitätsfenstern statt, so dass die im Boden eingegrabenen Larven von den Pflanzenschutzmitteln nicht erreicht werden. Aufgrund seiner Phänologie ist sie optimal an den Ablauf der konventionellen Landwirtschaft angepasst (ZIMMERMANN & BÜCHS 1995, 1996). Auf Hof Ritzerau wurde der Käfer ab Oktober häufig und erreichte bereits im Winter hohe Aktivitätsdichten. Das niederschlagsarme Jahr 2003 führte zu einem signifikanten Anstieg in der Aktivitätsdichte. Nach der TWINSPAN-Analyse kann *A. gregaria* als Indikatorart der konventionellen Felder betrachtet werden (Abb. 72).

Die Vorkommen von *A. fungi* war auf dem Acker und in den naturnahen Flächen stetig, verringerten sich aber von Jahr zu Jahr signifikant. Die Ursache dafür ist unklar. *A. fungi* gehörte zu den Arten mit positiver Korrelation zum Feldabstand und zum Sandgehalt. Außerdem reagierte sie negativ auf humusreiche Böden. In Tschechien kam der Kurzflügelkäfer auf einer Ackerstilllegung vor, war aber in Brachen und im Grünland noch zahlreicher (BOHÁČ et al. 1999). In Ackerrandstreifen und auf Mais-Äckern Ost-Europas gehörte sie zu den dominanten Staphyliniden-Arten (BOHÁČ 1999). LÜBKE-AL-HUSSEIN & AL HUSSEIN (2000) fanden sie selten auf Äckern mit Lößboden, in feuchten Biotopen dagegen häufig. IRMLER & HELLER (2002) wiesen *A. fungi* im überfluteten Salzgrünland an der Nordsee nach. Außerdem kam sie in Laub- und Mischwäldern auf torfigen sauren Böden, in waldigen Biotopen und auf offenen Flächen entlang der Elbe stetig vor (IRMLER & GÜRLICH 2007). Eine Präferenz von *A. fungi* für die mäßig feuchten Ackerstandorte deutet sich 2002 und 2003 durch ihre dominante bis subdominante Häufigkeit in den beiden Gemeinschaften „Umstellung“ und „Feldrand Umstellung“ an.

Sie ist demnach eine häufige Art mit Verbreitungsschwerpunkten in lehmig-feuchten Äckern, Grünland und lichten Waldgebieten.

X. linearis ist winteraktiv und wurde stetig in geringer Anzahl auf Äckern, in Wiesen und Stilllegungen nachgewiesen (BASEDOW & RZEHAČ 1988, BOHÁČ et al. 1999, SHAH et al. 2003, MARKGRAF & BASEDOW 2002). In den Mischwäldern, lichten Baumbeständen und den offenen Habitaten an Waldrändern im Bereich der Elbe war *X. linearis* rezedent bis subdominant häufig und sehr stetig. In alten Laubwäldern kam er dagegen kaum vor (IRMLER & GÜRLICH 2007). Auch auf Hof Ritzerau war die Art ganzjährig schwach aktiv mit einem Aktivitätsmaximum im Spät-Herbst. Auf den nach der Ernte frisch bestellten Flächen war *X. linearis* in großen Mengen zu finden. Die Abundanz der Art stieg mit dem Rückgang der Niederschläge. Nach der Spearman-Rang-Korrelation bevorzugte *X. linearis* sandig-trockene Böden und mied humusreiche.

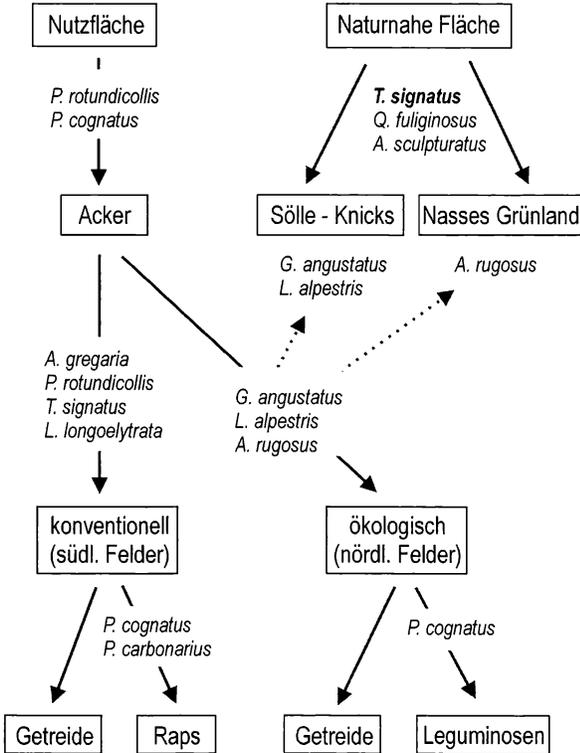


Abb. 72: Indikatorarten der TWINSPAN-Analyse. Berücksichtigt wurden Kurzflügelkäfer, die in mindestens zwei Jahren als Indikatorart ermittelt wurden. Fett gedruckt: Arten, die in drei Jahren Indikatorart waren.

T. hypnorum war auf vielen agrarisch genutzten Flächen mit höchster Dominanz vertreten (z.B. BASEDOW & RZEHAČ 1988, KROSS & SCHÄFER 1998, BOHÁČ 1999). Nach ZIMMERMANN & BÜCHS 1995 erreicht er im Zuckerrüben-Anbau höhere Aktivitätsdichten als im Weizen, während BASEDOW et al. (1991) entgegengesetzte Verhältnisse fanden. Auf Wiesen war die Individuendichte mit 9,6 Ind./m² zehnmal höher als in Stilllegungen und Ackerbrachen (BOHÁČ et al. 1999). Außerdem kam er im überfluteten Salzgrünland an der Nordsee vor (IRMLER & HELLER 2002) und wurde von MARKGRAF & BASEDOW

(2002) zahlreich mit Fensterfallen am Feldrand gefangen. *T. hypnorum* war positiv mit ansteigendem Abstand zum Feldrand und zunehmendem Sandgehalt korreliert, und gehörte nach der Spearman-Rang-Korrelation zu den Arten der Äcker auf lehmig-sandigen Böden. Sein Vorkommen auf Hof Ritzerau zeichnete sich durch wechselnde Schwerpunkte und signifikant unterschiedliche Aktivitätsdichte aus.

P. rotundicollis wird zwar aktuell in der Roten Liste der gefährdeten Käfer in Schleswig-Holstein geführt (ZIEGLER et al. 1994), gehörte aber auf Hof Ritzerau zu den häufigen Arten. Die Art ist zahlreich in feuchten Biotopen, auf Äckern mit Lößboden aber selten (LÜBKE-AL-HUSSEIN & AL HUSSEIN 2000). MARKGRAF & BASEDOW (2002) wiesen den Kurzflügelkäfer zwischen Mai und September vielfach mit der Aufschwemm-Methode nach. Auf Hof Ritzerau war *P. rotundicollis* negativ mit humusreichen Böden korreliert und trat in den Gemeinschaften der Brachen kaum, an überstauten Standorten nie auf. *P. rotundicollis* bevorzugte 2001 und während der Trockenheit 2003 Raps und war 2002 außer im Raps auch im konventionellen Wintergetreide häufig. BASEDOW et al. (1991) stellten höhere Aktivitätsdichte in konventionellen Feldern als in ökologischen fest. Auch auf Hof Ritzerau war *P. rotundicollis* Indikatorart für konventionellen Anbau (Abb. 72).

L. longoelytrata ist ebenfalls winteraktiv und wurde daher in geringer Zahl oder gar nicht in Untersuchungen von BASEDOW & RZEHAK (1988), KROOSS & SCHÄFER (1998) und SHAH et al. (2003) nachgewiesen. In alten Laubwäldern auf sauren, torfigen Böden war sie eine der häufigsten Arten (IRMLER & GÜRLICH 2007). Auf Hof Ritzerau wurde sie von Oktober bis April in hoher Anzahl auf den frisch bestellten Feldern, von Mai bis Anfang Juli in einzelnen Söllen erfasst. Vom Sommer bis zum Herbst war sie dagegen kaum aktiv. Auch KROOSS & SCHÄFER (1998) fanden die Art sehr zahlreich auf gepflügten Böden, was mit den Ergebnissen von Hof Ritzerau übereinstimmt. *L. longoelytrata* wurde als Indikatorart der konventionellen Felder bewertet, da nur diese Flächen im Herbst umgebrochen werden und deshalb für den Käfer anscheinend besonders attraktiv sind. Außerdem war die Aktivitätsdichte im Winter auf den Getreidefeldern höher als im Raps. Möglicherweise bot das kurze, aber dichte Blattwerk der jungen Getreidepflanzen mehr Schutz vor Wind und Wetter als die lückenhaft wachsenden Rapskeimlinge.

P. cognatus ist einer der häufigsten Staphyliniden auf Ackerflächen (z.B. BASEDOW et al. 1991, KROOSS & SCHÄFER 1998, BOHÁČ 1999, ANDERSEN & ELTUN 2000). MARKGRAF & BASEDOW (2002) wiesen *P. cognatus* durch Fensterfallen und auf dem Ackerboden nach. Nach HONĚK (1988) war er in dichten Weizenbeständen häufiger als in lichten. Auf Zuckerrüben-Feldern wurde er von BASEDOW et al. (1991) als weniger häufig als in Weizenfeldern gemeldet. KROOSS & SCHÄFER (1998) beobachteten im Winter-Weizen große Abundanzschwankungen im Verlauf einer fünfjährigen Studie. Auch ANDERSEN & ELTUN (2000) erfassten in einem Zeitraum von sieben Jahren zwischen 9,9 und 74,8 Ind./100Ft. In einer Rotation aus konventionellem Winterweizen, -roggen und Erbsen war seine Verbreitung nicht spezifisch und auf eine bestimmte Anbaufrucht beschränkt (HOLLAND et al. 2005). POWELL et al. (1985) und ANDERSEN (1999) fanden ihn zahlreich in herbizid-freien und ungepflügten Feldern. Auf Hof Ritzerau schien die Häufigkeit des Käfers primär durch die Extensivierung und sekundär durch die hohen Regenfälle 2002 gefördert worden zu sein. Er bevorzugte nach der Spearman-Rang-Korrelation sandige Böden, während humusreiche gemieden wurden. Die Art korrelierte positiv mit der Entfernung zum Feldrand und war charakteristisch für Rapsanbau. Nach der Umstellung kam er zudem in den ökologischen Futtererbsen und in der Klee gras-Branche sehr häufig vor, was seine Präferenz für feucht-extensive Habitate unterstrich.

P. carbonarius war wie *P. cognatus* positiv mit dem Randabstand und Sandgehalt, aber negativ mit dem Humusgehalt korreliert. *P. carbonarius* kann als zweite typische Art der Rapsfelder gelten. Ähnlich wie *A. similata* konzentrierte sich sein Vorkommen im Laufe einer Vegetationsperiode ganz auf die Raps-Felder. Auch in anderen Untersuchungen wurde er, wie auf Hof Ritzerau, auf Äckern stetig angetroffen, war aber durchweg seltener als *P. cognatus* (z.B. BASEDOW et al. 1991, ANDERSEN & ELTUN 2000, SHAH et al. 2003).

L. alpestris, *T. fimetarius* und *A. rugosus* waren in Gemeinschaften der Feldränder, der Umstellungsflächen und in anderen extensiven Bereichen häufiger als in Gemeinschaften der Intensiv-Äcker. *L. alpestris* war von Mai bis Juli innerhalb der Sölle häufig, von Oktober bis März auf den Feldern aber nur wenig aktiv. Seine Aktivitätsdichte schwankte von Jahr zu Jahr mit einer abnehmenden Tendenz bei zunehmendem Niederschlag. Die TWINSPAN-Analyse wies *L. alpestris* als Indikatorart der ökologischen Flächen sowie der Sölle und Knicks aus.

Der winteraktive *T. fimetarius* wurde nach der Bodenbearbeitung im Herbst sofort zahlreich auf den Feldern erfasst. Anders als *L. alpestris* kam *T. fimetarius* in den naturnahen Flächen kaum vor. Da *T. fimetarius* im Jahr 2002 signifikant seltener war als in übrigen Jahren, ist anzunehmen, dass feuchte Standorte bzw. Jahre für den Käfer suboptimal sind. 2003 war er im Winter auf den Umstellungsfeldern aktiver als auf der übrigen Fläche, was auf den im Vergleich zu den Vorjahren kälteren Winter zurückgeführt wird. Die nicht umgebrochenen ökologischen Stoppeläcker boten vermutlich mehr Schutz vor Frost als die gepflügten konventionellen Felder. Auch LYS & NENTWIG (1994) und PFIFFNER & LUKA (2000) fanden im Wurzelbereich und unter dem Blattwerk von Pflanzen große Mengen von überwinterten Carabiden und Staphyliniden, die an frostfreien Wintertagen aktiv sein können.

A. rugosus ist eine hygrophile Art, die in Brachen, Wiesen und Knicks vorkommt. BOHÁČ et al. (1999) wiesen ihn in einer mehrjährigen Brache häufiger als in einer Stilllegung und einer Weide nach. In Waldgebieten und im Grünland an der Nordseeküste trat er ebenfalls, wenn auch nicht häufig oder stetig, auf (IRMLER & GÜRLICH 2007, IRMLER & HELLER 2002). Dennoch wird die Art auf Äckern überall in geringer Anzahl gemeldet (BASEDOW & RZEHAK 1988, TAMUTIS et al. 2004). In Norwegen gehörte er zu den stetigen Arten einer Ackerfläche, wurde aber erst zum Ende einer dreijährigen Bracheperiode auf dem Feld dominant (ANDERSEN & ELTUN 2000). Auf Zuckerrübenfeldern war er häufiger als in Getreidefeldern (BASEDOW et al. 1991, ZIMMERMANN & BÜCHS 1995). Auf Hof Ritzerau vervierfachte sich seine Aktivitätsdichte im regenreichen Jahr 2002 gegenüber den anderen Jahren. Der Verbreitungsschwerpunkt lag zunächst auf den naturnahen Flächen, den stärker beschatteten Schlägen im Norden sowie den Rapsfeldern. 2002 und 2003 wurden die Gemeinschaften der ökologischen Standorte durch seine Dominanz geprägt.

Mit *L. fulvipenne* und *X. longiventris* kamen zwei Staphyliniden in allen drei Jahren stetig in den Acker-Gemeinschaften vor, ohne jemals zahlreich zu sein. Beide waren positiv mit der Entfernung zum Feldrand korreliert. In Mitteldeutschland wurde *L. fulvipenne* im Weizen- und Zuckerrübenanbau häufig (BASEDOW et al. 1991, BASEDOW & RZEHAK 1988), in England und im Baltikum (SHAH et al. 2003, TAMUTIS et al. 2004) selten nachgewiesen. *X. longiventris* wurde dagegen selten auf Äckern erfasst (TAMUTIS et al. 2004) und war eher in mehrjährigen Ackerbrachen zahlreich (BOHÁČ et al. 1999).

G. angustatus, *A. analis* und *O. acuminata* kamen als stetige, nie häufige Begleitarten auf den Feldern vor. Dabei beschränkten sie sich auf die Feldränder, die ökologischen Schläge und andere weniger intensiv bearbeitete Bereiche. *G. angustatus* gehörte zu den Arten, die MARKGRAF & BASEDOW (2002) mit Fensterfallen häufiger erfassten als auf dem Boden.

Auf die Trockenheit 2003 reagierte *G. angustatus* durch Absinken der Aktivitätsdichte, da er feuchte Standorte bevorzugt. *A. analis* wurde von BOHÁČ et al. (1999) als einer der dominanten Staphyliniden in Wiesen und Brachen ermittelt, von ZIMMERMANN & BÜCHS (1995) vor allem in Feldern mit Winter-Getreide und Zuckerrüben.

5.3 Feldfrüchte

Für keine Laufkäfer-Art ist eine strikte Bindung an eine bestimmte Anbaufrucht bekannt (KROMP 1999). HOLLAND & LUFF (2000) nannten das unterschiedliche Mikroklima im Winter-Getreide und -Raps auf der einen und in den Sommerfrüchten Mais, Kartoffeln, Zuckerrüben und Karotten auf der anderen Seite als verantwortlich für die Ausbildung von verschiedenen Artengemeinschaften. Für beide Systeme beschrieb bereits HEYDE-MANN (1955) eigene Artengemeinschaften, die durch die Intensivierung der letzten Jahrzehnte schrittweise verschwanden und heute kaum noch nachweisbar sind (STEINBORN & MEYER 1994, SCHRÖTER & IRMLER 1999). Auch für die Staphyliniden liegen keine Hinweise auf enge Bindungen zwischen Arten und Anbaufrüchten vor. BOHÁČ (1999) beobachtete zwar Veränderungen in der Staphyliniden-Zönose bei einem Fruchtwechsel von Mais zu Weizen, führte es aber das veränderte Mikroklima zurück.

Die durch den Renkonen-Index ermittelten Artengemeinschaften der Laufkäfer wiesen in ihrer räumlichen Verteilung 2001 keinen und 2002 und 2003 wenig Bezug zur Anbaufrucht auf. Im Jahr 2002 trat eine Gemeinschaft vorwiegend an Standorten mit konventionell-intensivem Wintergetreide auf. Die Gemeinschaft zeichnete sich im Vergleich zu den anderen Gemeinschaften weder durch exklusive Arten noch durch eine bestimmte Frucht aus, sondern durch einheitliche Bearbeitungszeitpunkte und -verfahren. Auch die Gemeinschaft „Bio-Erbсен“ wurde nur scheinbar durch die Anbaufrucht geprägt, da lediglich zehn der fünfzehn Standorte innerhalb der Anbaufläche mit ökologischen Futtererbsen lagen und die übrigen am Rand anderer Felder.

Auf die Staphyliniden wirkte sich die Anbaufrucht im ersten Jahr unter der konventionell-intensiven Anbauweise nicht aus. Es war weder eine der Gemeinschaften durch eine Frucht geprägt, noch ließ sich eine Indikatorart für eine Frucht ermitteln. 2002 wurden dagegen 35 von 38 und 2003 23 von 27 Raps-Standorten zu einer Gemeinschaft zusammengefasst. Sie unterschieden sich von den Gemeinschaften des Getreides durch die höheren Individuenzahlen, 2003 außerdem durch höhere Diversität und Artenzahlen und stärkere Verunkrautung.

Für die Staphyliniden bestimmte die Feldfrucht ganz wesentlich das Vorkommen und die Häufigkeit vieler Arten. Die meisten Arten können rasch in geeignete Habitate einfliegen und diese bei Störungen wieder verlassen (z.B. THORBEK & BILDE 2004).

Für Raps waren *A. similata* (Carab.), *P. cognatus* und *P. carbonarius* (Staph.) in allen drei Jahren Indikatorarten (Abb. 71, 72). Die Untersuchung hat gezeigt, dass *A. similata* und *P. carbonarius* während der Vegetationsentwicklung die Raps schläge offenbar aktiv aufsuchten. Zumindest für *A. similata* ist belegt, dass der Käfer durch seine Beute, *D. brassicae*-Larven, an Raps gebunden ist (SCHLEIN & BÜCHS 2004, zitiert nach FELSMANN & BÜCHS 2006). Für die beiden Staphyliniden-Arten ist nicht bekannt, was die Attraktivität des Raps ausmacht. Der Laufkäfer *L. pilicornis* trat in zwei von drei Jahren als Indikatorart auf. Er jagt Collembolen (SUNDERLAND 1975, BAUER 1982) und wurde auch von FELSMANN & BÜCHS (2006) sowie WARNER et al. (2008) im Raps auffällig häufig erfasst. Möglicherweise profitierte der Carabide von einer hohen Collembolen-Dichte im Raps. WARNER et al. (2008) konnte für *L. pilicornis* zu keinem der bekannten Raps-Schädlinge eine Beziehung nachweisen.

Nach der TWINSPAN-Analyse sind zwar vier Laufkäfer für das Getreide spezifisch, *N. brevicollis* und *P. niger* müssen allerdings aus den bereits dargestellten Gründen davon ausgenommen werden. Nur für *T. quadristriatus* ist eine Präferenz für Wintergetreide beschrieben (z.B. HOKKANEN & HOLOPAINEN 1988), ohne dass dafür ein ökologischer Grund bekannt ist. Auch für die vierte Art, *B. tetracolum*, lässt sich aufgrund der Daten von Hof Ritzerau keine ökologische Ursache für das bevorzugte Auftreten im Wintergetreide ableiten.

Die Felder mit den ökologischen Feldfrüchten Erbsen und Sommerhafer wurden von der Herbst- zur Frühjahrsbearbeitung umgestellt. Mit den Auswirkungen des Tiefpflügens auf Laufkäfer haben sich zum Beispiel KROMP (1999) und HOLLAND & LUFF (2000) beschäftigt. Das Wenden des Oberbodens bis zu einer Tiefe von etwa 25 cm bringt fundamental andere Umweltbedingungen für die auf der Bodenoberfläche und in den oberen Bodenschichten lebenden Tiere. Pflanzen und Pflanzenreste, die neben Schutz auch Nahrungsgrundlage sein können, werden verschüttet, der Boden gelockert, die durch Wurzelwachstum gebildeten Röhren, an denen entlang Insekten in den Boden eindringen können, zerstört. Durch das Pflügen können die auf dem Acker lebenden Arten auf zwei Weisen geschädigt werden. Zum einen werden Tiere, bzw. deren Larval- und Puppenstadien, unmittelbar verletzt oder verschüttet, zum anderen schützen die blanken oder nur spärlich bewachsenen Böden die in den oberen Bodenschichten ruhenden Käfer und Larven bei längeren Frostperioden kaum. Auf Lauf- und Kurzflügelkäfer hatte das Pflügen der Felder unterschiedliche Auswirkungen. Während die Carabiden hohe Verlusten erlitten, war für die Staphyliniden keine Mortalität nachweisbar. Als sekundärer Effekt konzentrierten sich die Laufkäfer auf die ungepflügten Vergleichsflächen, während die mobileren Kurzflügelkäfer das Untersuchungsgebiet verließen (THORBEC & BILDE 2004).

Nach HOLLAND & LUFF (2000) favorisierten 20 Arten die gepflügten Äcker, 21 die ungepflügten und sechs waren indifferent. PURVIS & FADL (2002) beobachteten, dass larvalüberwinternde Arten empfindlich auf Pflügen im Frühjahr reagierten. So war die Aktivitätsdichte von frisch geschlüpften Tieren von *P. melanarius* in herbst- oder ungepflügten Feldern signifikant höher (FADL et al. 1996). HOLLAND & REYNOLDS (2003) stellten in einem Vergleich signifikant mehr Laufkäfer und deren Larven in der ungepflügten Variante fest als in der gepflügten. *Notiophilus biguttatus* war als einzige Art in gepflügten Feldern häufiger, während *Bembidion obtusum*, *P. melanarius*, *Calathus fuscipes*, *Harpalus rufipes* und *Poecilus cupreus* die ungepflügte Variante vorzogen. ÖBERG & EKBOM (2006) konnten auf acht ökologischen Feldern mit Wintergetreide keine Unterschiede in der Aktivitätsdichte der häufigsten Carabiden *Bembidion lampros*, *B. guttula*, *P. cupreus*, *H. rufipes* und *Clivina fossor* feststellen. Gefördert wurden durch Nichtpflügen *Amarara*-Arten, *Loricera pilicornis* (POWELL et al. 1985) und die Kurzflügelkäfer *Philonthus cognatus* und *Tachinus signatus*, während Pflügen die Laufkäfer *Trechus quadristriatus*, *Bembidion quadrimaculatum*, *B. lampros*, *H. rufipes* und den Staphyliniden *Aloconota gregaria* positiv beeinflusste (ANDERSEN 1999). Nach THORBEC & BILDE (2004) wirkte sich das Pflügen auf die Staphyliniden nicht negativ aus. Die Artenzahlen auf einem gepflügten Feld waren mit 28 Arten und 240 Ind./m² höher als auf einem ungepflügten Feld mit 23 Arten und 240 Ind./m² (BOHÁČ 1988, zitiert nach BOHÁČ 1999). HUMMEL et al. (2002) konnten weder für den gängigen Wendepflug noch für den Streifenpflug negative Auswirkungen auf Staphyliniden nachweisen. Andererseits ermittelten KROOSS & SCHÄFER (1998) eine größere Artenvielfalt und -zahl bei abnehmender Intensität im Winterweizen. Die ungepflügten Felder wiesen eine höhere Diversität mit ausgeglichener Verteilung auf als die gepflügten. Häufiger in den nicht gepflügten Schlägen waren u.a. *P. cognatus*, *P. rotundi-*

collis, *P. carbonarius*, *T. signatus*, *T. hypnorum* und *X. linearis*, während die Aleocharinae und *L. longoelytrata* die gepflügten Felder bevorzugten. KROOSS & SCHÄFER (1998) führten die positiven Effekte des Nichtpflügens auf die Bodenbedeckung durch Ackerwildkräuter zurück, die neben dem Schutz vor der Witterung auch bessere Nahrungsbedingungen durch absterbendes Pflanzenmaterial für viele der von Kompost und Pilzen lebenden Kurzflügelkäfer boten. ANDERSEN (1999) nannte ebenfalls die höhere Wildkrautdichte in ungepflügten Feldern als förderlich für die Zunahme an Schnecken, Laufkäfern und Kurzflügelkäfern.

Vermutlich profitierten einige der auf dem Dachsberg vorkommenden Arten von dem Ausbleiben des Umbruches im Herbst 2002. Dafür spricht, dass im Jahr 2003 in der konventionellen Hälfte des Dachsbergs und anderen Teilflächen die Artenzahl der Laufkäfer abnahm. Auf dem ökologischen Teil des Dachsbergs kamen 2003 dagegen die meisten Staphyliniden- und Carabiden-Arten vor, z.B. *Bembidion quadrimaculatum*, *Calosoma auro-punctatum*, *Amischa analis*, *Aleochara bipustulata*, *Anotylus rugosus*, *Atheta triangulum*, *Gyrophynus angustatus* und *Oxypoda brachyptera*.

Nach Angaben von ANDERSEN (1999) profitierte nur *B. quadrimaculatum* vom Ausbleiben des Pflügens. Der Carabide gilt als tagaktiv und xerophil, ist an schnelle Wechsel der Habitate angepasst und bevorzugt lichte, spärliche Pflanzenbestände (HONĚK 1988, FREULER et al. 2001). Auf den offenen Flächen der Hackfrucht- und Gemüsefelder im Frühjahr gehörte *B. quadrimaculatum* zu den dominanten Arten (z.B. HOKKANEN & HOLOPAINEN 1986). Der zu Aggregationen neigende *B. quadrimaculatum* (PAUER 1975) überwintert als Imago und als Larve, breitet sich per Flug aus und ist im Frühjahr durch Pflanzenschutzmittel gefährdet (LACMAN 1986, FREULER et al. 2001).

5.4 Edaphische Faktoren

Das Ergebnis der Kanonischen Korrespondenzanalyse hat gezeigt, dass der Humusanteil, Sandgehalt und der pH-Wert die Verteilung der Lauf- und Kurzflügelkäfer beeinflussten. Nach HOLOPAINEN et al. (1995) haben unter den Bodeneigenschaften im Wintergetreide der Tongehalt des Oberbodens, die Bodenart, der Wassergehalt, Humusanteil und pH-Wert den größten Einfluss auf die Laufkäfer. Nach PERNER & MALT (2003) hatte dagegen die Bodenfeuchte den größten Erklärungswert auf die Artenverteilung. Auf schleswig-holsteinischen Äckern erwies sich die Flächengröße als wichtigstes Unterscheidungskriterium, gefolgt von der Bodenart (IRMLER & GÜRLICH 2004). Die Artenzahl sank mit steigender Flächengröße. Sandige Felder oder kleine bis mittelgroße Felder auf lehmigen Böden hatten ein ähnliches Arteninventar. Auch außerhalb von Ackerflächen wurde die Bodenfeuchte als wichtigster Umweltfaktor für das Vorkommen von Laufkäfern beschrieben, wie im küstennahen Grünland, im Wirtschaftsgrünland, in den Niederungen und in den Wäldern (LUFF 1996, IRMLER 2000, IRMLER 2006). HOFMANN & MASON (2006) zeigten, dass die Ausbildung der Staphyliniden-Gemeinschaften auf küstennahen Weiden durch physikalische Bodeneigenschaften (Temperatur, Verdichtung, pH-Wert) und durch strukturelle Komponenten der Vegetation (Höhe der Pflanzen, Menge an Bulten) bestimmt wurde.

Auf Hof Ritzerau nahm die Artenzahl und -vielfalt der Lauf- und der Kurzflügelkäfer bei ansteigendem Humusgehalt zu. Hierfür werden die naturnahen Flächen verantwortlich gemacht, da sie durch humusreiche Böden und hohe Artenzahlen gekennzeichnet waren. Der Sandgehalt wirkte sich nicht auf die Artenzahl der Laufkäfer aus. Die Artenvielfalt nahm bei steigendem Sandgehalt sogar ab. Die Verteilung der Staphyliniden war insgesamt weniger stark als die der Laufkäfer mit den geprüften Umwelteinflüssen korreliert. Allerdings war die Bodenart auf den Äckern nur gering differenziert. Dies wurde

auch durch die Laufkäfer-Gemeinschaften nach der Average-Cluster-Analyse bestätigt, die als Varianten der von IRMLER & GÜRLICH (2004) ermittelten Gemeinschaft der großen bis mittelgroßen Ackerflächen auf lehmigen bis lehmig-sandigen Böden eingeordnet werden können. Keine der Gemeinschaften ähnelte einer Gemeinschaft der Ackerflächen auf sandigen Böden, obgleich deren Leitarten *Poecilus versicolor*, *Harpalus rufipes* und *H. affinis* (neben *P. melanarius*) auf Hof Ritzerau in geringer Abundanz vorkamen.

5.5 Die Entfernung zum Feldrand

Es wurde bereits durch einige Untersuchungen belegt, dass es mit ansteigendem Abstand zum Feldrand zu einer Abnahme in der Artenzahl und in der Artenvielfalt von Laufkäfern kommt (LYNGBY & NIELSEN 1980 zitiert nach KROMP 1999, BASEDOW et al. 1991, FOURNIER & LOREAU 1999). In einem Bereich bis etwa 100 Meter von der Feldgrenze verminderten sich Artenzahlen und Diversität (DENNIS & FRY 1992, KISS et al. 1993, SCHRÖTER & IRMLER 1999, HOLLAND et al. 1999, FOURNIER & LOREAU 2001a). Dieser Effekt der Feldgröße betraf auch die flugaktiven Kurzflügelkäfer. HOLLAND et al. (2008) fanden in Winterweizen-Feldern von 5 bis 50 ha Größe bei 80 Meter Abstand zum Feldrand neben signifikant weniger Carabiden- auch weniger Staphyliniden-Arten. Eine mögliche Ursache für die Abnahme der Artenzahlen von Käfern auf dem Acker mit zunehmendem Abstand zum Feldrand ist der Rückgang von Beuteorganismen bei zunehmender Feldtiefe. FOURNIER & LOREAU (2001b) stellten bei Untersuchungen zur potentiellen Beute von *P. melanarius* einen Rückgang in der Biomasse und Häufigkeit der Beuteorganismen bei zunehmender Entfernung vom Feldrand fest. Der stärkste Arten-Rückgang erfolgte bereits auf den ersten zwanzig Metern am Ackerrand.

Auf Hof Ritzerau mit seiner großen, wenig strukturierten Ackerfläche war die Entfernung zum Feldrand nicht nur für die überwiegend laufenden Carabiden, sondern auch für die mobileren Staphyliniden in allen Jahren ein regulierender Faktor der Artenverteilung. Nach dem Ergebnis der Korrespondenzanalyse wurde die räumliche Verteilung der Staphyliniden und Carabiden in fast allen Jahren durch den Abstand zum Feldrand zwischen 5 % und 8 % erklärt. Nur im regenreichen Jahr 2002 blieb die Entfernung ohne Einfluss auf die Laufkäfer.

Die Artenzahl und die Artenvielfalt der Carabiden auf dem Acker verringerten sich mit ansteigendem Abstand zum Feldrand. Am deutlichsten konnte der Rückgang zu Beginn der Untersuchung bei rein konventioneller Bewirtschaftung beobachten werden. Innerhalb der Ackerfläche lagen die Artenzahlen mit 14,0 - 17,5 Arten/Falle auf niedrigem Niveau. In den naturnahen Flächen kamen im Mittel 22,0 Arten/Falle vor. Nach der Teilumstellung auf ökologischen Anbau im Herbst 2001 nahm besonders am Ackerrand die Artenzahl zu, so dass sich der Ackerrand von den Flächen außerhalb des Ackers nicht mehr signifikant unterschied. In den weiter vom Rand entfernten Standorten verlief die Entwicklung in beiden Jahren unterschiedlich. Im überdurchschnittlich feuchten Jahr 2002 hatte auf dem gesamten Acker die Artenzahl im Vergleich zu 2001 insgesamt zugenommen. Im überdurchschnittlich trockenen Jahr 2003 fielen die Artenzahlen dagegen unter das Niveau von 2001. Am stärksten waren in diesem Jahr die Standorte von 60 m bis 240 m Abstand durch den Rückgang betroffen.

Unter der konventionellen Anbauweise 2001 ging bei fortschreitendem Abstand zu den naturnahen Flächen die Artenvielfalt erheblich zurück, wobei der Einfluss der naturnahen Flächen bei etwa 120 m endete. In den folgenden Jahren stieg die Artenvielfalt der Laufkäfer auf dem Acker an, während sie in den naturnahen Flächen gleich blieb. Die unterschiedliche Witterung wirkte sich offenbar nicht auf die Diversität der Laufkäfer aus. Andere Faktoren, wie die Umstellung zum ökologischen Landbau im Norden

der Hofffläche, waren entscheidender. Wahrscheinlich profitierten Arten, die auf Insektizide sensibel reagieren, wie *A. dorsalis* (BASEDOW & MIELKE 1977) und polyphage oder phytophage Arten (POWELL et al. 1985) vom Ausbleiben der Pestizide.

Die Entfernung zu den Quellhabitaten schien für die Mehrzahl der Laufkäfer-Arten von elementarer Bedeutung gewesen zu sein. Von 123 nachgewiesenen Laufkäfer-Arten bevorzugten nur neun Arten in mindestens zwei Jahren die Ackerfläche und sieben Arten korrelierten positiv mit einer Zunahme der Entfernung zum Feldrand: *P. cupreus*, *H. affinis*, *P. melanarius*, *C. cinctus*, *A. muelleri*, *A. dorsalis*, *L. pilicornis*.

Die Anzahl der Staphyliniden-Arten änderte sich im Jahr 2001 entlang des Entfernungsgradienten nicht, nahm aber 2002 und 2003 bei zunehmender Entfernung zum Feldrand ab. Im regenreichen Jahr 2002 wirkten sich die hohen Artenzahlen der naturnahen Flächen noch bis in 30 Meter Feldtiefe aus. Dagegen führte die Trockenheit 2003 in allen Entfernungsbereichen zu weniger Kurzflügelkäferarten als in den Jahren zuvor. Dieser Rückgang verstärkte sich mit zunehmendem Abstand zum Feldrand.

Obwohl die Artenzahl der Staphyliniden zumindest in manchen Jahren durch die Flächengröße geprägt wurde, blieb die Artenvielfalt der Kurzflügelkäfer durch die Entfernung zum Feldrand unbeeinflusst. Ursache hierfür kann das Flugvermögen dieser Käfer sein. MARKGRAF & BASEDOW (2002) wiesen 84 Staphyliniden-Arten am Ackerrand nach, wovon nur zehn seltene Arten durch Bodenfallen erfasst wurden. Die Flugaktivität der Staphyliniden war zu Beginn ihrer Aktivitätszeit im Frühjahr besonders hoch. Manche Arten hatten auch im Spätsommer oder Herbst eine zweite Phase mit hoher Flugaktivität. Es ist daher anzunehmen, dass die Staphyliniden bei sich verschlechternden Bedingungen die Äcker schnell fliegend verlassen. Dies würde erklären, warum auf den Feldern trotz geringerer Artenzahlen die Diversität unverändert blieb.

5.6 Die Auswirkung der Betriebsweise

Die Auswirkungen der ökologischen Betriebsweise auf die Arthropoden sind trotz einer Vielzahl von Untersuchungen nicht eindeutig. Oft wurde ein Anstieg der Artenzahlen von Laufkäfer nachgewiesen (z.B. BOOIJ 1994, PFIFFNER & NIGGLI 1996, IRMLER 2003, HUMMEL et al. 2002, PFIFFNER & LUKA 2003, TAMUTIS et al. 2004). Für die Artenvielfalt ist zwar vielfach eine Zunahme beobachtet worden (PFIFFNER & LUKA 1999, 2000), in manchen Untersuchungen auch keine (z.B. HOKKANEN & HOLOPAINEN 1986, ANDERSEN & ELTUN 2000, MELNYCHUK et al. 2003, KREUTER 2000) und selten sogar ein Rückgang (SHAH et al. 2003). Eine der häufigsten Folgen des ökologischen Landbaus auf die Carabiden war eine Zunahme der Aktivitätsdichte (z.B. HOKKANEN & HOLOPAINEN 1986, FAN et al. 1993, BASEDOW 1994, PFIFFNER & NIGGLI 1996, ANDERSEN & ELTUN 2000, PFIFFNER & LUKA 2003, TAMUTIS et al. 2004), selten kein Effekt (MELNYCHUK et al. 2003) oder eine Abnahme (PURTAUF et al. 2005).

Die Staphyliniden waren auch in Bezug auf die Auswirkung des ökologischen Anbaus seltener Gegenstand der Forschung. HUMMEL et al. (2002) wiesen in vier Folgejahren höhere Artenzahlen im ökologischen Gemüseanbau nach, TAMUTIS et al. (2004) konnten keinen Effekt auf die Artenzahlen feststellen, während ANDERSEN & ELTUN (2000) einen stetigen Artenrückgang für einen Zeitraum von sieben Jahren nach der Umstellung dokumentierten. SANDERSON (1994) erfasste in der am intensivsten bewirtschafteten Vergleichsfläche zwar die meisten Arten, die Artenvielfalt veränderte sich aber nicht oder stieg an (SHAH et al. 2003, LÜBKE-AL HUSSEIN & AL HUSSEIN 2000). Oft wurde auch für Staphyliniden ein Anstieg in der Aktivitätsdichte bei zunehmender Extensivierung beobachtet (FAN et al. 1993, BASEDOW 1994, PFIFFNER & NIGGLI 1996, KROOSS & SCHÄFER 1998).

Die konventionellen Felder von Hof Ritzerau wiesen im Jahr nach der Umstellung geringere Artenzahlen der Lauf- und der Kurzflügelkäfer auf als die ökologischen. Je nach verwendetem statistischem Verfahren unterschieden sich die Artenzahlen im ökologischen oder konventionellen Anbau 2003 nicht (Kruskal-Wallis-Median-Test) oder es kamen weniger Laufkäfer-Arten und mehr Staphyliniden-Arten in der ökologischen als in der konventionellen Variante vor (MANOVA). Die niedrigen Artenzahlen in den ökologischen Feldern waren zumindest bei den Laufkäfern keine Folge der Umstellung. Bereits zu Beginn der Untersuchung 2001 war der Nordwesten der Hoffläche artenarm, was vermutlich an der geringeren Anzahl naturnaher Strukturen in diesem Bereich lag. Der durch die Felder führende Wirtschaftsweg wies keine Randstreifen auf, die Felder wurden bis unmittelbar an den Fahrweg bewirtschaftet. Die angrenzenden Wälder sind als Quellbiotop ungeeignet. Stenöke Waldarten sind nur selten außerhalb ihres bevorzugten Lebensraumes anzutreffen (IRMLER & GÜRLICH 2004). Eine Ausnahme war *Carabus violaceus*, der in den Jahren 2002 und 2003 aus den angrenzenden Wäldern in die Hoffläche einwanderte und dabei von den ergiebigen Niederschlägen und dem dichten Unterwuchs der ökologischen Äcker begünstigt wurde. Linienhafte Landschaftselemente wie Knicks oder Bachläufe, die als Ausbreitungskorridore oder als Überwinterungsquartiere genutzt werden (z.B. PETIT 1994, HOLLAND & FAHRIG 2000), fehlten im Norden. Im Süden der Hoffläche waren diese naturnahen Strukturen vorhanden, Hecken und Ruderalfluren an Wegesrändern und am Peperlandgraben führten als Achsen durch die Ackerflächen und bildeten eine Verbindung zu Brachen, Weiden und den Niederungen außerhalb der Hoffläche. Dass diese Strukturen zur Ausbreitung und zur Überwinterung genutzt wurden, dokumentierte das Auftreten stenöker und zum Teil seltener Arten der Carabiden wie *Carabus coriaceus* oder *Badister lacertosus* und der Staphyliniden *Ocypus brunnipis* oder *Stenus bimaculatus*. Der überwiegende Anteil der in dieser Untersuchung nachgewiesenen Arten kam nur in diesen vergleichsweise isolierten und kleinräumigen Flächen vor. Das Inventar umfasste Arten des Grünlands, der Ruderalfluren, der Gehölze und des Ackers. Während die Ackerarten die naturnahen Flächen vor allem zur Überwinterung nutzen (MAUDSLEY et al. 2002), verlassen die meisten anderen Arten diese Strukturen nicht oder nur unter bestimmten Bedingungen (z.B. DENNIS & FRY 1992, ASTERAKI et al. 1995, HÖNEK & KOCIAN 2003). Selbst für einige auf dem Acker häufig vorkommende Arten wurde durch die Spearman-Rang-Korrelation ein negativer Bezug zur Feldgröße nachgewiesen.

Die Betriebsweise wurde für die Staphyliniden bereits im Jahr der Einführung zum wichtigsten Faktor für die Artenverteilung. Die Laufkäfer benötigten ein weiteres Jahr, bis sich dieser Faktor auswirkte. Wichtiger waren für die Laufkäfer die Bodeneigenschaften, während für die sich fliegend ausbreitenden Staphyliniden die Bodeneigenschaften nachrangig waren.

Die Varianzanalyse machte deutlich, dass beide Käferfamilien zwar durch die Anbauform beeinflusst wurden, die unterschiedlichen Bedingungen der Jahre für viele Arten aber den stärkeren Einfluss ausübten. Vermutlich ist dieser Effekt auf die Feuchteverhältnisse zurückzuführen, da 2002 das regenreichste Jahr seit 1971, 2003 eines der trockensten Jahre war. Feuchteliebende Arten, wie *P. melanarius*, *N. brevicollis* und *C. granulatus* (Carab.) oder *A. rugosus* und *P. rotundicollis* (Staph.), besiedelten 2002 weite Bereiche der Ackerfläche. Umgekehrt traten im trockenen Jahr 2003 acht Laufkäfer- und 18 Kurzflügelkäfer-Arten signifikant seltener auf dem Acker auf, darunter häufige Ackerarten wie *C. fossor*, *L. pilicornis*, *P. melanarius* oder die Grünland-Art *N. brevicollis*.

Nur für wenige Arten war eine Bevorzugung des ökologischen Anbaus wahrscheinlich, wie für *B. lampros*, *B. properans*, *B. quadrimaculatum*, *C. auropunctatum* und *O. rufibar-*

bis sowie *G. angustatus*, *O. brachyptera*, *T. obtusus*, *A. bipustulata*, *A. rugosus*, *A. analis* und *T. fimetarius*. Während einige Untersuchungen zeigen konnten, dass der ökologische Landbau vor allem stenotope Arten der trocken-sandigen Habitats förderte (DÖRING et al. 2003, DÖRING & KROMP 2003), wurden auf Hof Ritzerau während der zweijährigen Umstellungsphase vor allem hygrophile Grünland-Arten gefördert. Die prägenden Arten waren neben *P. melanarius*, *A. muelleri*, *A. dorsalis* noch *H. affinis* und *P. cupreus*, *A. rugosus*, *L. alpestris* und *T. fimetarius*.

Ein tief greifender Effekt der Umstellung auf die Artenzahl oder die Zusammensetzung der Artengemeinschaften konnte für die ersten beiden Jahren nicht erwartet werden, zumal nur ein geringer Anteil der Hoffläche umgestellt wurde und die verbliebenen konventionellen Restflächen ebenfalls extensiver als in früheren Jahren bewirtschaftet wurden. PFIFFNER & LUKA (2003) forderten eine fünfjährige Übergangsphase nach der Umstellung abzuwarten, bevor die Auswirkungen der ökologischen Betriebsweise auf die Arthropoden bewertet werden. IRMLER (2003) konnte zeigen, dass sieben Jahre nach der Umstellung die Artenzahl der Laufkäfer in ökologischen Äckern nicht höher war als in benachbarten konventionellen, sondern, dass erst nach 30 Jahren eine signifikant höhere Artenzahl erreicht wurde. Die Hoffläche von Hof Ritzerau liegt vergleichsweise isoliert zwischen Wald und dem feuchten Grünland der Duvenseebach-Niederung und des Hofsees. Es grenzen kaum andere landwirtschaftliche Flächen als Quellbiotop an. Die konventionell-intensive Landwirtschaft hat vielleicht 50 Jahre auf die Flächen und die dort lebenden Arten eingewirkt, so dass die Auswirkungen nicht in wenigen Jahren umkehrbar sein dürften.

6 Danksagung

Für die Unterstützung möchte ich mich bei allen, die mir bei dieser Arbeit halfen, herzlich bedanken:

Dem Eigentümer von Hof Ritzerau, Prof. Dr. Günther Fielmann, für die großzügige Förderung des Projektes, durch die diese Arbeit erst möglich wurde;

Prof. Dr. Ulrich Irmeler für die Idee zu dieser Arbeit, seine Hilfe beim Bestimmen der Staphyliniden, seinen kritischen Anmerkungen zu meinen Texten und die Unterstützung bei methodischen sowie inhaltlichen Fragen;

Dem Projektleiter Prof. Dr. Hartmut Roweck für sein Interesse an dieser Arbeit und für die Übernahme des Ko-Referates, dem Projekt-Koordinator Dipl. Biol. Stephan Gürlich, für die Nachbestimmung seltener Arten und die stete Diskussionsbereitschaft sowie dem Betriebsleiter, Dipl. Ing. Martin Natmeßnig, für den umsichtigen Umgang mit den Fallenstandorten;

Heiko Jentzen, Thuid Otto, Marthe Otto und Inken Rottgardt für die Zusammenarbeit bei der Probennahme und für den Spaß, den wir trotz vielerlei Widrigkeiten hatten;

Ingo Feeser, der bei Informatik-Problemen immer die rettende Idee hatte, Rolf Nötzold, Andreas Klinge und Usha Hoernes für die Hilfe bei Microsoft Access und Arc-View;

Schließlich meiner Frau Beate, ohne deren Hilfe diese Arbeit nicht möglich gewesen wäre.

7 Literatur

- AICHELE D. & GOLTE-BECHTLE M. (1993): Was blüht denn da? Franckh - Kosmos, Stuttgart.
- ALBERT S., HASTIR P. & HANCE T. (2003): Biodiversité agricole et lutte contre la mouche de la carotte. Notes Fauniques de Gembloux 50, 3 - 8.
- ANDERSEN A. (1999): Plant protection in spring cereal production with reduced tillage. II. Pests and beneficial insects. Crop Protection 18, 651 - 657.
- ANDERSEN A. (2003): Long-term experiments with reduced tillage in spring cereals. II. Effects on pests and beneficial insects. Crop Protection 22, 147 - 152.
- ANDERSEN A. & ELTUN R. (2000): Long-term development in the carabid and staphylinid (Col., Carabidae and Staphylinidae) fauna during conversion from conventional to biological farming. Journal of Applied Entomology 124, 51 - 56.
- ARBEITGRUPPE BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- ASTERAKI E.J. (1994): The carabid fauna of sown conservation margins around arable fields. In: DESENDER K., DUFRÈNE M., LOREAU M., LUFF M.L. & MAELFAIT J.-P. (eds.) Carabid beetles: Ecology and Evolution. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 229 - 233.
- ASTERAKI E.J., HANKS C.B. & CLEMENTS R.O. (1995): The influence of different types of grassland field margin on carabid beetle (Coleoptera, Carabidae) communities. Agriculture, Ecosystems & Environment 54, 195 - 202.
- AVIRON S., BUREL F., BAUDRY J. & SCHERMANN N. (2005): Carabid assemblages in agricultural landscapes: impacts of habit features, landscape context different spatial scales and farming intensity. Agriculture, Ecosystems & Environment 108, 205 - 217.
- AYRE K. (2001): Effect of predator size and temperature on the predation of *Deroceras reticulatum* (Muller) (Mollusca) by carabid beetles. Journal of Applied Entomology 125, 389 - 395.
- BASEDOW T. (1973): Der Einfluss epigäischer Raubarthropoden auf die Abundanz phytophager Insekten in der Agrarlandschaft. Pedobiologia 12, 410 - 422.
- BASEDOW T. & MIELKE H. (1977): Aspekte der Parathion-Anwendung in Weizenfeldern. Nachrichtenblatt Deutscher Pflanzenschutzdienst 29.
- BASEDOW T. (1987): Der Einfluss der gesteigerten Bewirtschaftungsintensität im Getreidebau auf die Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae). Mitteilungen aus der biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft 235, 1- 123.
- BASEDOW T. & RZEHAK H. (1988): Abundanz und Aktivitätsdichte epigäischer Raubarthropoden auf Ackerflächen - ein Vergleich. Zoologische Jahrbücher (Systematik) 115, 495 - 508.
- BASEDOW T. (1990): Jährliche Vermehrungsraten von Carabiden und Staphyliniden bei unterschiedlicher Intensität des Ackerbaus. Zoologische Beiträge 33, 459 - 477.
- BASEDOW T., RZEHAK H. & DICKLER E. (1990): Untersuchungen zur Flugaktivität epigäischer Raubarthropoden mittels Licht- und Fensterfallen. Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für allgemeine und angewandte Entomologie 7, 600 - 607.
- BASEDOW T. (1991): Siedlungsdichte und Biomasse wichtiger Schädlingsantagonisten, der epigäischen Raubarthropoden, auf Winterweizenfeldern in extrem unterschiedlich intensiv bewirtschafteten Agrarräumen. Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz 98, 371 - 377.
- BASEDOW T., BRAUN C., LÜHR A., NAUMANN J., NORGALL T. & YANES G.Y. (1991): Abundanz, Biomasse und Artenzahl epigäischer Raubarthropoden auf unterschiedlich in-

- tensiv bewirtschafteten Weizen- und Rübenfeldern: Unterschied und ihre Ursachen. Zoologische Jahrbücher (Systematik) 118, 87 - 116.
- BASEDOW T. (1994): Phenology and egg production in *Agonum dorsale* and *Pterostichus melanarius* (Col., Carabidae) in winter wheat fields of different growing intensity in Northern Germany. In: DESENDER K., DUFRÈNE M., LOREAU M., LUFF M.L. & MAELFAIT J.-P. (eds.) Carabid Beetles: Ecology and Evolution. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 101 - 107.
- BAUER T. (1982): Predation by a carabid beetle specialized for catching collembola. Pedobiologia 24, 169 - 179.
- BLUME H.P. (1990): Handbuch des Bodenschutzes. Ecomed Verlag, Landsberg.
- BOHÁČ J. (1988): Staphylinid beetles – bioindicators of anthropogenous changes of the environment. Thesis, University of České Budějovice (in Russian).
- BOHÁČ J. (1999): Staphylinid beetles as bioindicators. Agriculture, Ecosystems & Environment 74, 357 - 372.
- BOHÁČ J., JEDLIČKA P. & FROUZ J. (1999): Changes in communities of staphylinid beetles (Coleoptera, Staphylinidae) during secondary succession in abandoned fields. In: Proceedings of the 5th central european workshop on soil zoology, České Budějovice, April 27–30, 19 - 25.
- BOHAN D.A., BOHAN A.C., GLEN D.M., SYMONDSON W.O.C., WILTSHIRE C.W. & HUGHES L. (2000): Spatial dynamics of predation by carabid beetles on slugs. Journal of Animal Ecology 69, 367 - 379.
- BOIVIN G. & HANCE T. (2003): Ground beetle assemblages in cultivated organic soil and adjacent habitats: temporal dynamics of microspatial changes. Pedobiologia 47, 193 - 202.
- BOOIJ K. (1994): Diversity patterns in carabid assemblages in relation to crops and farming systems. In: DESENDER K., DUFRÈNE M., LOREAU M., LUFF M.L. & MAELFAIT J.-P. (eds.) Carabid Beetles: Ecology and Evolution. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 425 - 431.
- BÜCHS W., HARENBERG A., PRESCHER S., WEBER G. & HATTWIG F. (1999): Entwicklung von Evertebratenzönosen bei verschiedenen Formen der Flächenstilllegung und Extensivierung. Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft 368, 9 - 38.
- BÜCHS W. (2003): Biodiversity and agri-environmental indicators – general scopes and skills with special reference to the habitat level. Agriculture, Ecosystems & Environment 98, 35 - 78.
- BÜCHS W., HARENBERG A., ZIMMERMANN J. & WEIß B. (2003): Biodiversity, the ultimate agri-environmental indicator? Potential and limits for the application of faunistic elements as gradual indicators in agroecosystems. Agriculture, Ecosystems & Environment 98, 99 - 123.
- CHAPMAN J.W., REYNOLDS D.R., SMITH A.D., RILEY J.R., TELFER M.G. & WOIWOD I.P. (2005): Mass aerial migration in the carabid beetle *Notiophilus biguttatus*. Ecological Entomology 30, 264 - 272.
- CHAPMAN P.A., ARMSTRONG G. & MCKINLAY R.G. (1999): Daily movements of *Pterostichus melanarius* between areas of contrasting vegetation density within crops. Entomologia Experimentalis et Applicata 91, 477 - 480.
- COLLINS K.L., BOATMAN N.D., WILCOX A., HOLLAND J.M. & CHANEY K. (2002): Influence of beetle banks on cereal aphid predation in winter wheat. Agriculture, Ecosystems and Environment 93, 337 - 350.

- DENNIS P. & FRY G.L.A. (1992): Field margins: can they enhance natural enemy population densities and general arthropod diversity on farmland? *Agriculture, Ecosystems & Environment* 40, 95 - 115.
- DÖRING T.F. & KROMP B. (2003): Which carabid species benefit from organic agriculture? - a review of comparative studies in winter cereals from Germany and Switzerland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 98, 153 - 161.
- DÖRING T.F., HILLER A., WEHKE S, SCHULTE G. & BROLL G. (2003): Biotic indicator of carabid species richness on organically managed arable fields. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 98, 133 - 139.
- DUELLI P. & OBRIST M.K. (1998): In search of the best correlates for local organismal biodiversity in cultivated area. *Biodiversity and Conservation* 7, 297 - 309.
- EYRE M.D., LOTT D.A. & LUFF M.L. (2001): The rove beetles (Coleoptera, Staphylinidae) of exposed riverine sediments in Scotland and northern England: Habitat classification and conservation aspects. *Journal of Insect Conservation* 5, 173 - 186.
- FADL A.M., PURVIS G. & TOWEY K. (1996): The effect of time of soil cultivation on the incidence of *Pterostichus melanarius* (Illig.) (Coleoptera: Carabidae) in arable land in Ireland. *Annales Zoologici Fennici* 33, 207 - 214.
- FADL A.M. & PURVIS G. (1998): Field observations on the lifecycles and seasonal activity patterns of temperate carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) inhabiting arable land. *Pedobiologia* 42, 171 - 183
- FAN Y., LIEBMAN M., GRODEN E. & ALFORD A.R. (1993): Abundance of carabid beetles and other ground dwelling arthropods in conventional versus low input bean cropping systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 43, 141 - 151.
- FAWKI S. & TOFT S. (2005): Food preferences and the value of animal food for the carabid beetle *Amara similata* (Gyll.) (Col., Carabidae). *Journal of Applied Entomology* 129, 551 - 556.
- FEEHAN J., GILLMOR D.A. & CULLETON N. (2005): Effects of an agri-environment scheme on farmland biodiversity in Ireland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 107, 275 - 286.
- FELSMANN D.S. & BÜCHS W. (2006): Epigäische Raubarthropoden in zwei unterschiedlichen Rapsanbausystemen. *Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Berlin-Dahlem* 403, 90 - 101.
- FOURNIER E. & LOUREAU M. (1999): Effects of newly planted hedges on ground-beetle diversity (Coleoptera, Carabidae) in an agricultural landscape. *Ecography* 22, 87 - 97.
- FOURNIER E. & LOUREAU M. (2001a): Respective roles of recent hedges and forest patch remnants in the maintenance of ground-beetle (Coleoptera: Carabidae) diversity in an agricultural landscape. *Landscape Ecology* 16, 17 - 32.
- FOURNIER E. & LOUREAU M. (2001b): Activity and satiation state in *Pterostichus melanarius*: an experiment in different agricultural habitats. *Ecological Entomology* 26, 235 - 244.
- FRÄNZLE O. (1993): Böden des Lübecker Beckens und der Hansestadt Lübeck. In: BLUME H.P., AEY W., FORTMANN J. & FRÄNZLE O. (eds.) *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft - Exkursionsführer Jahrestagung 1993* 70, 181 - 205.
- FREIBERG H. (2007): www.biodiv-chm.de/konvention, Pressestelle, Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- FREUDE H., HARDE K.W. & LOHSE G.A. (1964): *Die Käfer Mitteleuropas* Vol. 2, 4, 5, Goecke & Evers, Krefeld.
- FREULER J., BLANDENIER G. & MEYER H. & PIGNON P. (2001): Epigeal fauna in a vegetable agroecosystem. *Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft* 74, 17 - 42.

- HAWTHORNE A.J., HASSALL M. & SOTHERTON N.W. (1998): Effects of cereal headland treatments on the abundance and movements of three species of carabid beetles. *Applied Soil Ecology* 9, 417 - 422.
- HEYDEMANN B. (1955): Carabiden der Kulturfelder als ökologische Indikatoren. Bericht der 7. Wanderversammlung deutscher Entomologen 1954, 172 - 185.
- HEYDEMANN B. (1956): Die Biotopstruktur als Raumwiderstand und Raumfülle für die Tierwelt. *Verhandlungen der Deutschen Zoologischen Gesellschaft*, 333 - 347.
- HEYDEMANN B. (1964): Die Carabiden der Kulturbiotope von Binnenland und Nordseeküste - ein ökologischer Vergleich (Coleopt., Carabidae). *Zoologischer Anzeiger* 172, 49 - 86.
- HEYDEMANN B. & MEYER H. (1983): Auswirkungen der Intensivkultur auf die Fauna in Agrarbiotopen. *Schriftenreihe Deutscher Rat für Landespflege und Landwirtschaft* 42, 174 - 191.
- HEYDEMANN B. (1997): *Neuer Biologischer Atlas*. Wachholtz Verlag, Neumünster.
- HANCE T., GRÉGOIRE-WIBO C. & LEBRUN P. (1990): Agriculture and ground-beetles populations. *Pedobiologia* 34, 337 - 346.
- HILL M.O. (1979): TWINSPLAN - A FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. Section of Ecology and Systematic, Cornell University, Ithaca, New York.
- HOERNES U. & NEUMANN H. (2008): Historische und aktuelle Bewirtschaftung der Ackerfläche des Hofes Ritzerau. In: BORKENHAGEN P., IRMLER U. & ROWECK H. (eds.) *Die Umstellung von konventionellem auf ökologischen Landbau auf Hof Ritzerau*. Faunistisch-Ökologische Mitteilungen Supplement 35, 47 - 59.
- HOFMANN T.A. & MASON C.F. (2006): Importance of management on the distribution and abundance of Staphylinidae (Insecta: Coleoptera) on coastal grazing marshes. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 114, 397 - 406.
- HOFMEISTER H. & GARVE E. (1986): *Lebensraum Acker: Pflanzen der Äcker und ihre Ökologie*. Parey, Berlin.
- HOKKANEN H. & HOLOPAINEN J.K. (1986): Carabid species and activity densities in biologically and conventionally managed cabbage fields. *Journal of Applied Entomology* 102, 353 - 363.
- HOLOPAINEN J.K., BERGMAN T., HAUTALA E.-L., & OKSANEN J. (1995): The ground beetle fauna (Coleoptera: Carabidae) in relation to soil properties and foliar fluoride content in spring cereals. *Pedobiologia* 39, 127 - 139.
- HOLLAND J. & FAHRIG L. (2000): Effect of woody borders on insect density and diversity in crop fields: a landscape analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 78, 115 - 122.
- HOLLAND J.M., PERRY J.N. & WINDER L. (1999): The within-field spatial and temporal distribution of arthropods in winter wheat. *Bulletin of Entomological Research* 89, 499 - 513.
- HOLLAND J.M. & LUFF M.L. (2000): The effects of agricultural practices on Carabidae in temperate agroecosystems. *Integrated Pest Management Reviews* 5, 109 - 129.
- HOLLAND J.M. & REYNOLDS C.J.M. (2003): The impact of soil cultivation on arthropod (Coleoptera and Araneae) emergence on arable land. *Pedobiologia* 47, 181 - 191.
- HOLLAND J.M., THOMAS C.F.G., BIRKETT T., SOUTHWAY S. & OATEN H. (2005): Farm-scale spatiotemporal dynamics of predatory beetles in arable crops. *Journal of Applied Ecology* 42, 1140 - 1152.

- HOLLAND J.M., OATEN H., SOUTHWAY S. & MOREBY S. (2008): The effectiveness of field margin enhancement for cereal aphid control by different natural enemy guilds. *Biological Control* 47, 71 - 76.
- HONĚK A. (1985): Activity and predation of *Coccinella septempunctata* adults in the field (Col., Coccinellidae). *Zeitschrift für Angewandte Entomologie* 100, 399 - 409.
- HONĚK A. (1988): The effect of crop density and microclimate on pitfall trap catches of Carabidae, Staphylinidae (Coleoptera), and Lycosidae (Araneae) in cereal fields. *Pedobiologia* 32, 233 - 242.
- HONĚK A. & JAROŠIK V. (2000): The role of crop density, seed and aphid presence in diversification of field communities of Carabidae (Coleoptera). *European Journal of Entomology* 97, 517 - 521.
- HONĚK A. & KOCIAN M. (2003): Importance of woody and grassy areas as refugia for field Carabidae and Staphylinidae (Coleoptera). *Acta Societas Zoologicae Bohemicae* 67, 71 - 81.
- HUMMEL R.L., WALGENBACH J.F., HOYT G.D. & KENNEDY G.G. (2002): Effects of vegetable production system on epigeal arthropod populations. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 93, 177 - 188.
- IRMLER U. (2000): Environmental characteristics of ground beetle assemblages in northern German forests as basis for an expert system. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 8, 227 - 237.
- IRMLER U. (2003): The spatial and temporal pattern of carabid beetles on arable fields in northern Germany (Schleswig-Holstein) and their value as ecological indicators. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 98, 141 - 151.
- IRMLER U. (2006): Ein Bewertungskonzept für Laufkäfer am Beispiel von Grünland-Systemen. *Angewandte Carabidologie* 7, 61 - 69.
- IRMLER U. & GÜRLICH S. (2004): Die ökologische Einordnung der Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) in Schleswig-Holstein. *Faunistisch-Ökologische Mitteilungen* 32, 3 - 113.
- IRMLER U. & GÜRLICH S. (2007): What do rove beetles (Coleoptera: Staphylinidae) indicate for site conditions? *Faunistisch-Ökologische Mitteilungen* 8, 439 - 455.
- IRMLER U. & HELLER K. (2002): Zonierung der Staphylinidae in einem Salzgrünland der schleswig-holsteinischen Nordseeküste. *Faunistisch-Ökologische Mitteilungen* 8, 219 - 229.
- JANETZKO P. & SCHMIDT R. (1996): Böden als Teile von Landschaften. Norddeutsche Jungmoränenlandschaften. In: BLUME H.P. (ed.) *Handbuch der Bodenkunde*. ecomed-Verlag Landsberg.
- JASCHKE D. (1989): Regionalatlas Kreis Herzogtum Lauenburg. Lauenburgische Akademie für Wissenschaft und Kultur, Mölln.
- JØRGENSEN H.B. & TOFT S. (1997): Role of granivory and insectivory in the life cycle of the carabid beetle *Amara similata*. *Ecological Entomology* 22, 7 - 15.
- KENNEDY P.J. (1994): The distribution and movement of ground beetles in relation to set-aside arable land. In: DESENDER K., DUFRÈNE M., LOREAU M., LUFF M.L. & MAELFAIT J.-P. (eds.) *Carabid Beetles: Ecology and Evolution*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 439 - 444.
- KINNUNEN H., TIAINEN J. & TUKIA H. (2001): Farmland carabid beetle communities at multiple levels of spatial scale. *Ecography* 24, 189 - 197.
- KISS J., KÁDÁR F., KOZMA E. & TÓTH I. (1993): Importance of various habitats in agricultural landscape related to integrated pest management: a preliminary study. *Landscape & Urban Planning* 27, 191 - 198.

- KREUTER T. (2000): Zur Struktur, Dynamik und bioindikatorischen Eignung von Laufkäferzönosen im Nordteil des Ökohofes Seeben. In: HÜLSBERGEN K.-J. & DIEPENBROCK W. (eds.) Die Entwicklung von Fauna, Flora und Boden nach Umstellung auf ökologischen Landbau. UZU-Schriftenreihe Sonderband, Halle (Saale), 135 - 171.
- KROMP B. (1999): Carabid beetles in sustainable agriculture: a review on pest control efficacy, cultivation impacts and enhancement. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 74, 187 - 228.
- KROOSS S. & SCHAEFER M. (1998): The effect of different farming systems on epigeic arthropods: a five-year study on the rove beetle fauna (Coleoptera: Staphylinidae) of winter winter wheat. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 69, 121 - 133.
- LACMAN E. (1986): Carabidae caught by a 12 meter high suction trap. *Parasitica* 42, 97 - 102.
- LIPKOW E. (1966): Biologisch-ökologische Untersuchungen über *Tachyporus*-Arten und *Tachinus rufipes* (Col., Staphylinidae). *Pedobiologia* 6, 140 - 177.
- LOHSE G.A. & LUCHT W.H. (1989): Die Käfer Mitteleuropas Bd. 12, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- LOZÁN J.L. & KAUSCH H. (1998): Angewandte Statistik für Naturwissenschaftler. Parey, Berlin.
- LUCHT W.H. & KLAUSNITZER B. (1998): Die Käfer Mitteleuropas Bd. 15, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- LUFF M.L. (1996): Use of carabids as environmental indicators in grassland and cereals. *Annales Zoologici Fennici* 33, 185 - 195.
- LÜBKE-AL HUSSEIN M. & AL HUSSEIN I.A. (2000): Zur Strukturveränderung der Kurzflüglerzönosen (Coleoptera, Staphylinidae) durch Umstellung von konventionell-intensiver auf ökologisch-extensive Landbewirtschaftung unter den Bedingungen des mitteldeutschen Trockenloßgebietes. In: HÜLSBERGEN K.-J. & DIEPENBROCK W. (eds.) Die Entwicklung von Fauna, Flora und Boden nach Umstellung auf ökologischen Landbau. UZU-Schriftenreihe Sonderband, Halle (Saale), 205 - 216.
- Lyngby J.E. & Nielsen H.B. (1980): The spatial distribution of carabids (Coleoptera: Carabidae) in relation to a shelterbelt. *Entomologisk Meddelelser* 48, 133-140.
- LYS J.-A. & NENTWIG W. (1991): Surface activity of carabid beetles inhabiting cereal fields. *Pedobiologia* 35, 129 - 138.
- LYS J.-A. & NENTWIG W. (1994): Improvement of the overwintering sites for Carabidae, Staphylinidae and Araneae by strip-management in a cereal field. *Pedobiologia* 38, 238 - 242.
- MACLEOD A., WRATTEN S.D., SOTHERTON N.W. & THOMAS M.B. (2004): 'Beetle banks' as refuges for beneficial arthropods in farmland: long-term changes in predator communities and habitat. *Agricultural and Forest Entomology* 6, 147 - 154.
- MARKGRAF A. & BASEDOW T. (2002): Flight activity of predatory Staphylinidae in agriculture in central Germany. *Journal of Applied Entomology* 126, 79 - 81.
- MARTIN G. (2007): Agrobiodiversität erhalten, Potenziale der Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft erschließen und nachhaltig nutzen. Strategiepapier, Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Bonn.
- MAUDSLEY M., SEELEY B. & LEWIS O. (2002): Spatial distribution patterns of predatory arthropods within an English hedgerow in early winter in relation to habitat variables. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 89, 77 - 89.
- MEEK B., LOXTON D., SPARKS T., PYWELL R., PICKETT H. & NOWAKOWSKI M. (2002): The effect of arable field margin composition on invertebrate biodiversity. *Biological Conservation* 106, 259 - 271.

- MELNYCHUK N. A., OLFERT O. YOUNGS B. & GILLOTT C. (2003): Abundance and diversity of Carabidae (Coleoptera) in different farming systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 95, 69 - 72.
- MÜHLENBERG M. (1993): Freilandökologie. UTB Quelle & Meyer, Heidelberg.
- NIEMELÄ J. & SPENCE J.R. (1994): Community impacts of an exotic carabid: *Pterostichus melanarius* (Ill.) in western Canadian forests. In: DESENDER K., DUFRÈNE M., LOREAU M., LUFF M.L. & MAELFAIT J.-P. (eds.) *Carabid Beetles: Ecology and Evolution*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 331 - 335.
- ÖBERG S. & EKBOM B. (2006): Recolonisation and distribution of spiders and carabids in cereal fields after spring sowing. *Annals of Applied Biology* 149, 203 - 211.
- PAUER R. (1975): The dispersal of carabids in the agrarian landscape, with special references to the boundaries between different field crops. *Zeitschrift für angewandte Zoologie* 62, 457 - 485.
- PERNER J. & MALT S. (2003): Assessment of changing agricultural land use: response of vegetation, ground-dwelling spiders and beetles to the conversion of arable land into grassland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 98, 169 - 181.
- PETTIT S. (1994): Diffusion of forest carabid beetles in hedgerow network landscapes. In: DESENDER K., DUFRÈNE M., LOREAU M., LUFF M.L. & MAELFAIT J.-P. (eds.) *Carabid Beetles: Ecology and Evolution*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 337 - 341.
- PIFFNER L. & NIGGLI U. (1996): Effects of bio-dynamic, organic and conventional farming on ground beetles (Col. Carabidae) and other epigeic arthropods in winter wheat. *Biological Agriculture & Horticulture* 12, 353 - 364.
- PIFFNER L. & LUKA H. (1999): Faunistische Erfolgskontrolle von unterschiedlichen Anbausystemen und naturnahen Flächen im Feldbau - Bedeutung des ökologischen Landbaues. *Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft* 368, 57 - 67.
- PIFFNER L. & LUKA H. (2000): Overwintering of arthropods in soils of arable fields and adjacent semi-natural habitats. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 78, 215 - 222.
- PIFFNER L. & LUKA H. (2003): Effects of low-input farming systems on carabids and epigeal spiders - a paired farm approach. *Basic and Applied Ecology* 4, 117 - 127.
- POWELL W., DEAN D.A. & DEWAR A. (1985): The influence of weeds on polyphagous arthropod predators in winter wheat. *Crop Protection* 4, 298 - 312.
- PURTAUF T., ROCHEWITZ I., DAUBER J., THIES C., TSCHARNTKE T. & WOLTERS V. (2005): Landscape context of organic and conventional farms: Influences on carabid beetle diversity. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 108, 165 - 174.
- PURVIS G., FADL A. & BOLGER T. (2001): A multivariate analysis of cropping effects on Irish ground beetle assemblages (Coleoptera: Carabidae) in mixed arable and grass farmland. *Annals of Applied Biology* 139, 351 - 360.
- PURVIS G. & FADL A.M. (2002): The influence of cropping rotations and soil cultivation practice on the population ecology of carabids (Coleoptera: Carabidae) in arable land. *Pedobiologia* 46, 452 - 474.
- RAHMANN G. & PIPER W. (2007): Entwicklung der Laufkäferpopulation Carabidae nach fünf Jahren Umstellung eines Großbetriebes auf den Ökologischen Landbau in Norddeutschland. *Beiträge zur 9. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau* 2, 867 - 870.
- REIß S., BORK H.-R., HOERNES U., RINKER A. & MITUSOV A. (2008): Die Verbreitung der Böden auf den Ackerflächen von Hof Ritzerau. In: BORKENHAGEN P., IRMLER U. & ROWECK H. (eds.) *Die Umstellung von konventionellem auf ökologischen Landbau auf Hof Ritzerau*. *Faunistisch-Ökologische Mitteilungen Supplement* 35, 59 - 86.

- RICHTER F.-H. (2004): Vergesellschaftung und Eigenschaften von Böden unterschiedlicher geomorpher Einheiten einer Jungmoränenlandschaft des ostholsteinischen Hügellandes. PhD Thesis, Universität Kiel.
- SANDERSON R.A. (1994): Carabidae and cereals: a multivariate approach. In DESENDER K., DUFRÈNE M., LOREAU M., LUFF M.L. & MAELFAIT J.-P. (eds.) Carabid beetles: Ecology and Evolution, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 457 - 463.
- SASKA P. & JAROŠIK V. (2001): Laboratory study of larval requirement in nine species of *Amara* (Coleoptera: Carabidae). *Plant Protection Science* 37, 103 - 110.
- SASKA P. (2008): Effect of diet on the fecundity of three carabid beetles. *Physiological Entomology* 33, 188 - 192.
- SCHLICHTING E. (1993): Einführung in die Bodenkunde. Pareys Studentexte, Hamburg & Berlin.
- SCHMIDTKE K.D. (1995): Die Entstehung Schleswig - Holsteins. Wachholtz, Neumünster.
- SEYFERT C. (2005): Agrarbericht Schleswig-Holstein 2004. Pressestelle Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein, Kiel.
- SHAH P.A., BROOKS D.R., ASHBY J.E., PERRY J.N. & WOIWOD I.P. (2003): Diversity and abundance of the coleopteran fauna from organic and conventional management systems in southern England. *Agricultural and Forest Entomology* 5, 51 - 60.
- SCHLEIN O. & BÜCHS W. (2004): Approaches to assess the importance of carnivorous beetles as predators of oilseed rape pests. *IOBC/WPRS Bulletin* 27, 291- 294.
- SCHRÖTER L. & IRMLER U. (1999): Einfluss von Bodenart, Kulturfrucht und Feldgröße auf Carabiden-Synusien der Äcker des konventionell-intensiven und des ökologischen landbaus. *Faunistisch-Ökologische Mitteilungen Supplement* 27, 3 - 60.
- SOTHERTON N.W. (1984): The distribution and abundance of predatory Coleoptera overwintering in field boundaries. *Annals of Applied Biology* 105, 423 - 429.
- STATSOFT Inc. (2004): STATISTICA für Windows [Software-System für Datenanalyse] Version 6. StatSoft Inc., Tulsa, Oklahoma.
- STEINBORN H.-A. & MEYER H. (1994): Einfluss alternativer und konventioneller Landwirtschaft auf die Prädatorenfauna in Agrarökosystemen Schleswig-Holsteins (Araneida, Coleoptera: Carabidae, Diptera: Dolichopodidae, Empididae, Hybotidae, Microphoridae). *Faunistisch-Ökologische Mitteilungen* 6, 409 - 438.
- SUNDERLAND K.D. (1975): The diet of some predatory arthropods in cereal crops. *Journal of Applied Ecology* 12, 507 - 515.
- SYMONDSON W.O.C. (2002): Dynamics of the relationship between a generalist predator and slugs over five years. *Ecology* 83, 137 - 147.
- SYMONDSON W.O.C., GLEN D.M., ERICKSON M.L., LIDDELL J.E. & LANGDON C.J. (2000): Do earthworms help to sustain the slug predator *Pterostichus melanarius* (Coleoptera: Carabidae) within crops? Investigations using monoclonal antibodies. *Molecular Ecology* 9, 1279 - 1292.
- TAMUTIS V., MONSEVIČIUS V. & PEKARSKAS J. (2004): Ground and rove beetles (Coleoptera: Carabidae, Staphylinidae) in ecological and conventional winter wheat fields. *Baltic Journal of Coleopterology* 4, 31 - 40.
- TER BRAAK C.J.F. (1986): 5 Ordination. In: JONGMAN R.H.G., TER BRAAK C.J.F. & VAN TONGEREN, O.F.R. (eds.) *Data analysis in Community and landscape ecology*. Pudoc, Washington.
- THACKER J.R.M. & DIXON J. (1996): Modelling the within-field recovery of carabid beetles following their suppression by exposure to an insecticide. *Annales Zoologici Fennici* 33, 225 - 231.
- THIELE H.U. (1977): Carabid beetles in their environments. Springer, Berlin.

- THOMAS C.F.G., PARKINSON L., GRIFFITHS G.J.K., FERNANDEZ GARCIA A. & MARSHALL E.J.P. (2001): Aggregation and temporal stability of carabid beetle distributions in field and hedgerow habitats. *Journal of Applied Ecology* 38, 100 - 116.
- THORBEC P. & BILDE T. (2004): Reduced numbers of generalist arthropod predators after crop management. *Journal of Applied Ecology* 41, 526 - 538.
- TRAUTNER J., MÜLLER-MOTZFELD G. & BRÄUNICHE M. (1997): Rote Liste der Sandlaufkäfer und Laufkäfer Deutschlands. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 29, 261 - 273.
- TRAUTNER J. & GEIGENMÜLLER K. (1987): Sandlaufkäfer & Laufkäfer / Tiger Beetles & Ground Beetles. Markgraf-Verlag, Freiburg.
- USINGER H. & RÜCKER K. (2008): Zur eis- und nacheiszeitlichen Entwicklung der Duven-seebach-Niederung. In: BORKENHAGEN P., IRMLER U. & ROWECK H. (eds.) Die Umstellung von konventionellem auf ökologischen Landbau auf Hof Ritzerau. *Faunistisch-Ökologische Mitteilungen Supplement* 35, 21 - 30.
- WALLIN H. & EKBOM B.S. (1988): Movements of carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) inhabiting cereals fields: a field tracing study. *Oecologia* 77, 39 - 43.
- WARNER D.J., ALLEN-WILLIAMS L.J., WARRINGTON S., FERGUSON A.W. & WILLIAMS I.H. (2008): Implications for conservation biocontrol of spatio-temporal relationships between carabid beetles and coleopterous pests in winter oilseed rape. *Agricultural and Forest Entomology* 10, 375 - 387.
- WINDER L., ALEXANDER C.J., HOLLAND J.M., SYMONDSON W.O.C., PERRY J.N. & WOOLLEY C. (2005): Predatory activity and spatial pattern: the response of generalist carabids to their prey. *Journal of Animal Ecology* 74, 443 - 454.
- ZIEGLER W., SUIKAT R. & GÜRLICH S. (1994): Rote Liste der in Schleswig-Holstein gefährdeten Käferarten. Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein, Kiel.
- ZIMMERMANN J. (1995): Biologisch-ökologische Untersuchungen an Kurzflügelkäfern (Coleoptera: Staphylinidae) einer abgestuft intensiv bewirtschafteten Agrarfläche unter Berücksichtigung methodischer und ökotoxikologischer Aspekte. PhD Thesis Universität Braunschweig.
- ZIMMERMANN J. & BÜCHS W. (1995): Kulturspezifische Ausprägung der Kurzflügelkäferzönosen (Coleoptera: Staphylinidae) in einer dreigliedrigen Zuckerrübenfruchtfolge. *Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für allgemeine und angewandte Entomologie* 10, 547 - 552.
- ZIMMERMANN J. & BÜCHS W. (1996): Management of arable crops and its effects on rove beetles (Coleoptera: Staphylinidae) with special reference to the effects of insecticide treatments. *Acta Jutlandica* 71, 183 - 194.

Adresse des Autors:
Dr. Lars Schröter
Ökologie-Zentrum der Universität
Olshausenstrasse 40
24098 Kiel
Germany
lschroeter@ecology.uni-kiel.de