

Ulrich Irmler

**Veränderung der Laufkäfergemeinschaften
(Carabidae) in 15 Jahren Sukzession
nach der Umstellung vom konventionellen
auf ökologischen Landbau auf Hof Ritzerau**

Changes during 15 years succession of the ground beetle
fauna (Carabidae) after the conversion from conventional
to organic farming on Ritzerau Manor

ÜBER DEN AUTOR

Ulrich Irmler, geb. 1946, studierte Zoologie, Botanik, Chemie und Limnologie in Kiel. Von 1975 bis 1981 war er als Wissenschaftlicher Mitarbeiter am Max-Planck-Institut für Limnologie (heute: Evolutionsbiologie) in Plön in der Abteilung Tropenökologie tätig. Im Anschluss bis 1988 arbeitete er als Wissenschaftlicher Mitarbeiter in der Abteilung Angewandte Ökologie des Zoologischen Instituts der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel (CAU). Danach war Irmler bis 2012 Professor am Institut für Ökosystemforschung, Abteilung Angewandte Ökologie, der CAU. Seine Forschungsschwerpunkte sind: Bodenbiologie und Funktion von Bodentieren, Biodiversität in Agrar-, Wald- und Küstenökosystemen, Biodiversität der Tropen.

Kontakt: uirmler@ecology.uni-kiel.de

IMPRESSUM

Supplement zu Faunistisch-Ökologische Mitteilungen | Bd. 41
Herausgegeben im Auftrag der Faunistisch-Ökologischen Arbeitsgemeinschaft e.V.
von Tim Diekötter, Jörn Krütgen und Björn Schulz
www.foeag.de

Bibliographische Information der Deutschen Nationalbibliothek
Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie.
Detaillierte bibliographische Daten sind über <http://dnb.d-nb.de> abrufbar.



Das Werk ist unter der Creative-Commons-Lizenz *Namensnennung 4.0 International* veröffentlicht.

Den Vertragstext finden Sie unter:

<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de>.

Bitte beachten Sie, dass einzelne, entsprechend gekennzeichnete Teile des Werks von der genannten Lizenz ausgenommen sein bzw. anderen urheberrechtlichen Bedingungen unterliegen können.

Die elektronische Version dieser Publikation ist auf dem Publikationsserver MACAU der Universitätsbibliothek Kiel (<https://macau.uni-kiel.de>) frei verfügbar (Open Access): <http://dx.doi.org/10.38072/2699-7770/v41>.

2020 Universitätsverlag Kiel | Kiel University Publishing

Universitätsbibliothek Kiel

Leibnizstr. 9

24118 Kiel

Deutschland

verlag@ub.uni-kiel.de, <http://www.ub.uni-kiel.de>

Umschlaggestaltung und Satz: Rainer Baumann

Druck und Bindung in Deutschland

Titelbild: Goldlaufkäfer oder Goldschmied (*Carabus auratus*), Foto: Ulrich Irmler

ISSN 0176-8964

ISBN 978-3-928794-23-7

e-ISSN 2699-7770

e-ISBN (PDF) 978-3-928794-30-5

Kurzfassung

Die Arbeit stellt die Ergebnisse aus 15 Jahren Untersuchungen an Laufkäfern nach der Umstellung vom konventionellen auf ökologischen Landbau auf Hof Ritzerau (südöstliches Schleswig-Holstein, Deutschland) für die erfassten Laufkäferarten im Einzelnen sowie die Entwicklung der Artenvielfalt zusammen. Die Entwicklung der Laufkäferarten lässt sich nach verschiedenen ökologischen Gruppen einteilen. Zu unterscheiden sind Arten, die während der Sukzession mit ihren Mengen zurückgehen oder sich aus den Äckern in randliche Bereiche in die Nähe ihrer Quellhabitatem zurückziehen. Dazu gehören häufige Arten des konventionellen Landbaus, z. B. *Pterostichus melanarius*, und Arten, die Beschattung benötigen und vornehmlich aus Wäldern stammen, z. B. *Carabus coriaceus*. Aus den ökologischen Gruppen der Arten des Offenlandes, z. B. wärmebegünstigtes und oligotropes Grasland oder Heiden, sind eine Vielzahl an Arten eingewandert oder haben sich auf den ökologischen Äckern stark vermehrt und ausgebreitet. Auch auf Arten aus Grünbrachen trifft dies zu. Außerdem haben sich charakteristische Arten ökologisch bewirtschafteter Äcker oder fast ausgestorbene Arten, die früher in Äckern häufig waren, neu angesiedelt (z. B. *Zabrus tenebrioides*) und zum Teil stark vermehrt (z. B. *Carabus auratus*). Ferner können Arten des feuchten Grünlandes in nasser Jahren die ökologischen Äcker nutzen, wenngleich sie sich dort nicht dauerhaft ansiedeln.

Im speziellen Fall der Äcker des Ritzerauhofes können die Arten vor allem aus dem südwestlichen Landschaftsteilen, die an trockene, offene Grünländer angrenzen oder über die hohen Bereiche des Duvenseebachtals aus dem Nordosten einwandern, während die Wälder im Nordwesten und die nassen Bereiche des südöstlichen Duvenseebaches als Barrieren wirken. Die Entwicklung der Artengemeinschaften im Untersuchungsgebiet hängt daher stark von den Einwanderungspforten und dem ökologischen Zustand der umliegenden Ökosysteme ab. Für die Zukunft ist eine weitere Einwanderung von Arten aus den mesotrophen Ökosystemen der Umgebung zu erwarten. Dies ist aus Sicht des Artenschutzes besonders vorteilhaft, da diese Gruppe sehr artenreich ist und außerdem eine Vielzahl gefährdeter Arten aufweist. Die Entwicklungsanalyse lässt erkennen, dass die Artenvielfalt auf den ökologisch bewirtschafteten Äckern von den Rändern zum Zentrum fortschreitet. Der Gradient zwischen Randbereichen und Zentralbereichen wird im Laufe der Sukzession zunehmend geringer, was sich auch positiv auf die Artenvielfalt der Landschaft auswirkt. Danach hat der ökologische Landbau nicht nur eine aus Gesichtspunkten des Naturschutzes positive Wirkung auf die Ackerflächen selbst, sondern strahlt auch auf die angrenzenden Ökosysteme aus.

Schlüsselwörter:

Ökologischer Landbau
Extensivierung
Populationsdynamik
Naturschutz
Biodiversität

Abstract

The study compiles the results of a fifteen years research on ground beetles after the conversion from conventional to organic farming on Ritzerau Manor (south-eastern Schleswig-Holstein, Germany). The results display the succession of the single ground beetle species and of the changes in the species diversity. The changes of the single ground beetle species can be differentiated into specific ecological groups. These are species (1) with declining abundance during the succession or retreat from the arable fields into marginal areas near their original source habitats. Among these are dominant species from conventional fields, e.g. *Pterostichus melanarius*, or (2) species originating from woods, e.g. *Carabus coriaceus*. Among the ecological group that depends on open habitats (3), are species preferring high temperature from oligotrophic grassland or heath benefit from organic agriculture. Many species invaded into the organically managed arable fields, showed increasing abundance, or wider distribution. Additionally, species from fallow grassland belong to this ecological group. Furthermore, characteristic species from (4) organic arable fields or nearly extinct species, which were common in the past under less intensive agriculture, e.g. *Zabrus tenebrioides*, have recently invaded and have highly increased their abundance, e.g. *Carabus auratus*. (5) Some species from moist grassland have also widened their resources into the organic fields in rainy years but certainly cannot inhabit the field permanently.

In the specific case of the arable fields of Ritzerau Manor, species mainly invaded the arable area from the south-western direction, where dry and open grassland border the area or via the upper parts of the Duvensee-Creek channel in the Northeast. No invasion was observed from the Northwest, where large woods are adjacent to the arable area, and from the Southeast, where the wet area of the wide swampy area of the Duvensee-Creek or the shallow lake Duvensee operate as barrier to the research area.

In general, the changes in the species composition of organic arable fields strongly depend on the entries into the area and the ecological conditions in the adjacent source ecosystems. The invasion of new species after conversion to organic management will be faster, if adequate ecosystems are in the nearer surrounding and slower, if such near natural habitats are in high distance. For the future, a further invasion of species from meso- to oligotrophic ecosystems can be expected. This is, in particular, beneficial for nature preservation because the ecological species group from oligotrophic habitats is exceptionally species-rich and endangered in the present nutrient-rich agricultural landscape.

The analysis of the changes in the species diversity exhibits that the increase in the diversity on organic fields increase from the marginal to the central area. The area with low species richness in the conventional field centres became successively smaller with time, which also affected positively the total diversity of the landscape. Considering this effect, organic agriculture is not only beneficial for the arable field area itself but also for the total landscape.

Keywords:

Organic agriculture
Extensification
Population dynamics
Nature conservation
Biodiversity

Inhalt

1. Einleitung	10
2. Standort und Methoden.....	10
2.1. Standorte	10
2.2. Erfassungsmethoden	12
2.3 Auswertung	12
3. Ergebnisse	15
3.1. Dynamik von Laufkäferarten in Randbereichen und Äckern sowie ihre Beziehung zu Niederschlag und Zeit nach der Umstellung	15
3.2. Einwanderungs- und Rückzugsprozesse von Arten	67
3.2.1. Arten mit zunehmender Abundanz	67
3.2.2. Arten mit abnehmender Abundanz	79
3.3. Entwicklung der gefährdeten Arten während der Sukzession	82
3.4. Auswirkung des ökologischen Landbaus auf die Artenvielfalt der Laufkäfer	83
3.4.1. Die Entwicklung der Artenzahlen auf den Äckern	83
3.4.2. Vergleich der Artenzahlen zwischen Äckern und Randbereichen	85
3.4.3. Veränderung der Artenvielfalt auf Landschaftsniveau	86
3.4.4. Vergleich zwischen konventionellem und ökologischem Landbau	87
4. Diskussion	88
5. Danksagung	94
6. Literaturverzeichnis	95

1. Einleitung

Die moderne, industrieartige Form der Landwirtschaft gilt als einer der Hauptursachen sowohl für die Überdüngung der Landschaft mit ihren Gewässern, des Grundwassers als auch für das Artensterben. Auf der Suche nach Möglichkeiten für eine nachhaltige Versorgung mit Nahrungsmitteln und einer Bewahrung der natürlichen Ressourcen wird hauptsächlich die ökologische Landbewirtschaftung genannt. Aus diesem Grund hat Günther Fielmann beim Erwerb des Hofes Ritzerau von der Stadt Lübeck die zuvor konventionell bewirtschafteten Ackerflächen auf ökologischen Landbau umgestellt und diesen Vorgang auch wissenschaftlich untersuchen lassen, um Argumente für eine ökologische Landwirtschaft zu sammeln und weitere Landwirte und die Politik für eine weitreichende Umstellung zu gewinnen.

Die Untersuchungen laufen seit dem Jahr 2001 und blicken damit auf eine Sukzessionsforschung von mehr als 15 Jahren zurück. Inzwischen sind auch zahlreiche Publikationen dazu erschienen, so z. B. der Zwischenbericht der Ergebnisse nach fünf Jahren (Borkenhagen et al. 2008). In der vorliegenden Arbeit soll nun die Sukzession der Laufkäfer auf den Ackerflächen über den Zeitraum von 15 Jahren dargestellt werden, um tiefere Einblicke in die Prozesse nach der Umstellung zu gewinnen. Publikationen zu den Effekten auf die Biodiversität, die auch die Laufkäfer einschließen, sind bereits in internationalen Zeitschriften publiziert (Schröter und Irmler 2013; Irmler 2018a, b). Die vorliegende Studie will sich daher nicht auf besondere Probleme der Biodiversität konzentrieren, sondern die raumzeitlichen Veränderungen der Laufkäferarten für die Ackerflächen artspezifisch wiedergeben. Dabei stehen vor allem Ein- und Auswanderungsphänomene sowie ihre jahreszeitlichen Abhängigkeiten im Vordergrund der Betrachtung, um folgende Fragen zu beantworten: (1) Wann wandern bestimmte Arten in die Flächen ein bzw. aus diesen aus? (2) Aus welchen Richtungen kommen die Arten? (3) Wie entwickeln sich die Populationen auf den Flächen? (4) Wie entwickelt sich die Artenvielfalt auf den Äckern und in der angrenzenden Landschaft?

2. Standort und Methoden

2.1. Standorte

Die Untersuchungen fanden auf den Feldern des Hofes Ritzerau im südöstlichen Schleswig-Holstein in der Nähe von Mölln statt. Der Hof war viele Jahre im Besitz der Stadt Lübeck und wurde im Jahr 1998 von Günther Fielmann übernommen, der die Bewirtschaftung auf ökologischen Landbau umstellen und diesen Vorgang durch eine wissenschaftliche Untersuchung dokumentieren wollte. Die 290 Hektar Ackerflächen sind in eine vielfältige Umgebung eingebunden, aber enthalten selbst nur wenige naturnahe Strukturelemente. Nur einige kleinflächige Sölle in den Ackerflächen mit einer Gebüsch- und Ufervegetation sowie ein lockerer Knick in Ost-West-Richtung sind vorhanden. Im Norden grenzen Flächen des Lübecker Stadtwaldes an die Äcker; im Osten liegt die Duvenseebach-Niederung mit teilweise entwässerten Feuchtwiesen, im Westen durchfließt der teilweise kanalisierte Mühlenbach das Untersuchungsgebiet, im Süden liegen die Uferbereiche des stark verlandeten Duvensees (Usinger und Rücker 2008). Insgesamt umfasst der Agrarbereich von Ritzerau 183 Hektar Ackerland, 40 Hektar Grünland und 15 Hektar Knicks, Gebüsch und Felddraine (Abb. 1). Innerhalb der Ackerflächen liegen verschiedene Kleingewässer;

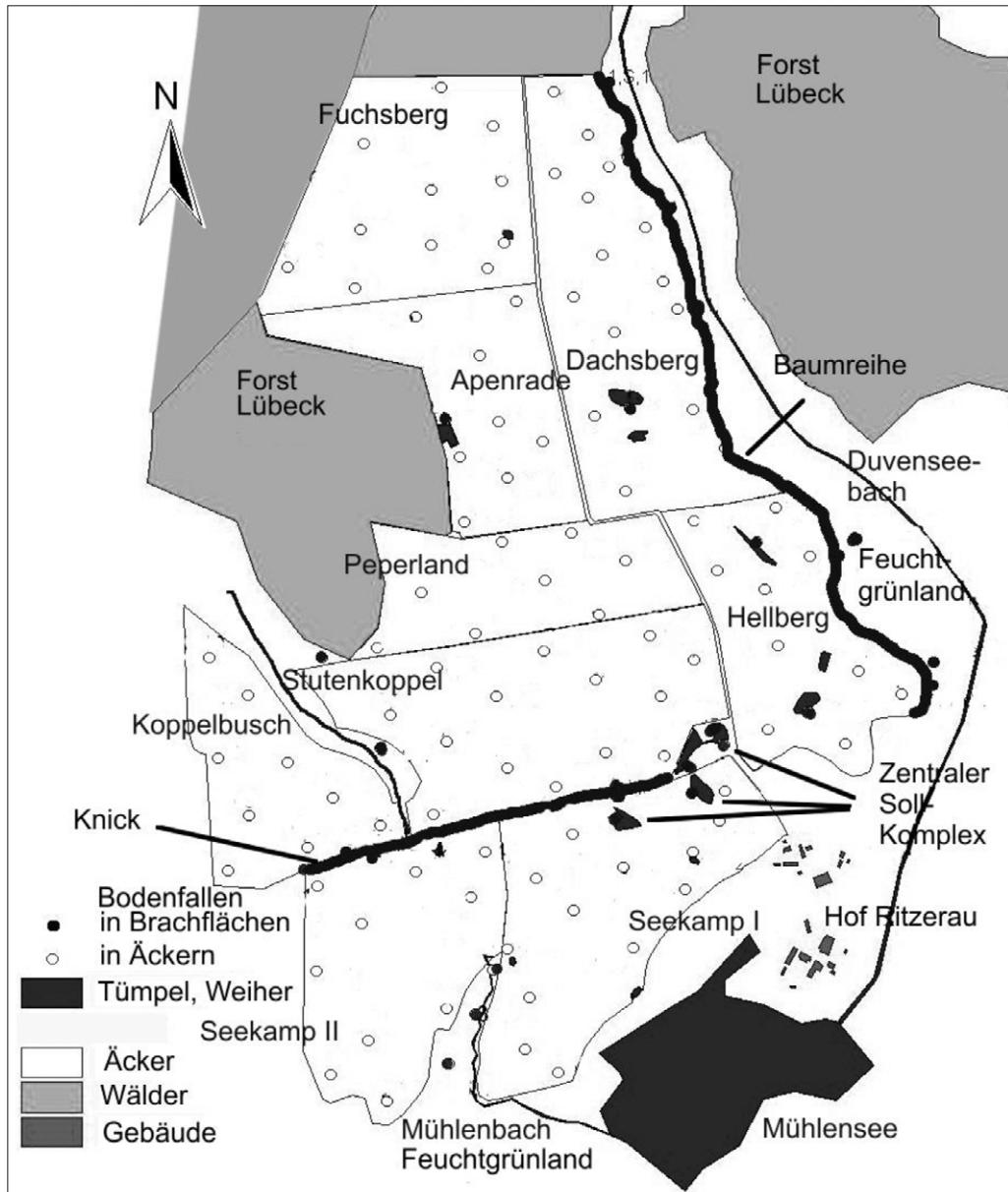


Abb. 1: Das Untersuchungsgelände auf Hof Ritzerau mit den Namen der Ackerschläge.

im Osten entlang der Duvenseebachniederung befindet sich ein Gehölzstreifen, der teils als Knick, teils als Baumreihe ausgebildet ist. Ein zweiter Knick durchschneidet das Gelände in Ost-West-Richtung. Neben dem Feuchtgrünland in der Duvenseebachniederung befindet sich Feuchtgrünland noch am Rand des Mühlensees. Außerdem ist Grünland, kaum ausgeprägt, entlang des Mühlenbaches, der im nördlichen Bereich nur ein Graben mit steilen Ufern, im mittleren Bereich verrohrt ist und im südlichen Bereich in einem Kerbtal zum Mühlensee endet, vorhanden.

Von 2012 bis 2016 wurden zum Vergleich zwei konventionell bewirtschaftete Äcker im nahegelegenen Ort Panten untersucht. Das Gebiet liegt im südöstlichen Schleswig-Holstein und damit im Übergangsbereich vom atlantisch geprägten Klima des westlichen Schleswig-Holsteins zum kontinental geprägten Klima Mecklenburgs. Im Durchschnitt lag die mittlere Tagstemperatur der Jahre von 2000 bis 2016 bei 9,39 Grad Celsius; die jährliche Niederschlagssumme (NS) bewegte sich im gleichen Zeitraum zwischen 487 und 950 Millimetern. Abbildung 2 zeigt die Schwankungen der beiden Parameter. Ein Trend in der Untersuchungsperiode lässt sich nicht erkennen. Anders im längeren Mittel seit 1951: Die Temperatur stieg in dem Zeitraum um genau 1 Grad von 8,26 Grad Celsius in den 1950er Jahren auf 9,26 in den 2000er Jahren. Zugleich stieg der Niederschlag im gleichen Zeitraum zwar auch von 576 mm/Jahr auf 737 mm/Jahr an, der Anstieg war jedoch mit $p = 0,08$ nur sehr schwach signifikant.

Die wissenschaftliche Untersuchung begann im Mai des Jahres 2001. Im Herbst 2002 wurden im nördlichen Bereich 47 Hektar umgestellt. Ein Jahr darauf folgten südlich 23 Hektar. Ab 2004 war dann die gesamte Ackerfläche auf ökologischen Landbau umgestellt. Die Fruchtfolge während der konventionellen Bewirtschaftung bestand aus Mais, Winterweizen und Winterraps, die Fruchtfolge während der ökologischen Bewirtschaftung sah Winter- und Sommerweizen, Winterroggen, Sommergerste, Erbsen und ein Gras-Kleegemisch vor, das zeitweise als Schafweide diente.

2.2. Erfassungsmethoden

Ab Mai 2001 wurden die Laufkäfer auf den Ackerflächen und den angrenzenden Feldrainen, den Sollrändern und dem Feuchtgrünland erfasst. Insgesamt waren 123 Bodenfallen (F) über den gesamten Zeitraum von 2001 bis 2016 aufgestellt. Davon lagen 96 im Ackerbereich (offene Punkte in Abb. 1) und 27 außerhalb im Feldrandbereich (geschlossene Punkte in Abb. 1). Die Bodenfallen waren handelsübliche 11 cm hohe Marmeladengläser mit einem Öffnungsumfang von 5,7 cm.

Die beiden konventionell bewirtschafteten Äcker in Panten lagen in rund zwei bis fünf Kilometern Entfernung (Luftlinie) von den Äckern bei Ritzerau entfernt. Auf beiden Äckern wurden jeweils ein zentraler Bereich in 120 Metern Entfernung vom Rand und ein randlicher Bereich in 60 Metern Entfernung vom Rand mit jeweils drei Bodenfallen beprobt.

Alle Bodenfallen waren mit einer 20 x 20 cm großen, durchsichtigen und etwa 10 cm über dem Boden angebrachten Platte gegen Regen geschützt, mit Monoethylenglykol gefüllt und wurden monatlich gewechselt. Die Fallen standen ganzjährig auf den Flächen, mit Ausnahme der Monate August und September, in denen sie wegen der Ernte und Einsaat entfernt werden mussten. Von 2001 bis 2004 erfolgte die Probennahme durchgängig in jedem Jahr, ab 2006, der sogenannten Monitoring Phase, nur noch jedes zweite Jahr.

2.3. Auswertung

Zur Standardisierung wurden die Mengen (M) in Individuen x 10 Fallentage (10 FT) verwendet. Die Arten wurden nach ihren Vorkommen in den Randbereichen (R) und den eigentlichen Ackerbereichen (A) untersucht. Da die Anzahl der Fallen in Rand- und Ackerbereichen unterschiedlich war, wurden Acker- und Randbereich mit Hilfe der Mittelwerte je Falle und Jahr verglichen. Für die Mittelwertbildung wurden nur die Bodenfallen herangezogen, in denen die Art im Untersuchungszeitraum mindestens einmal vertreten war, um das Ungleichgewicht der Fallenzahl zwischen Acker und Rand zu eliminieren. Für die Untersuchung des zeitlichen Auftretens der Arten in den Ackerbereichen wurden die 96 Bodenfallen verwendet. Sie wurden sowohl nach der Gesamtmenge

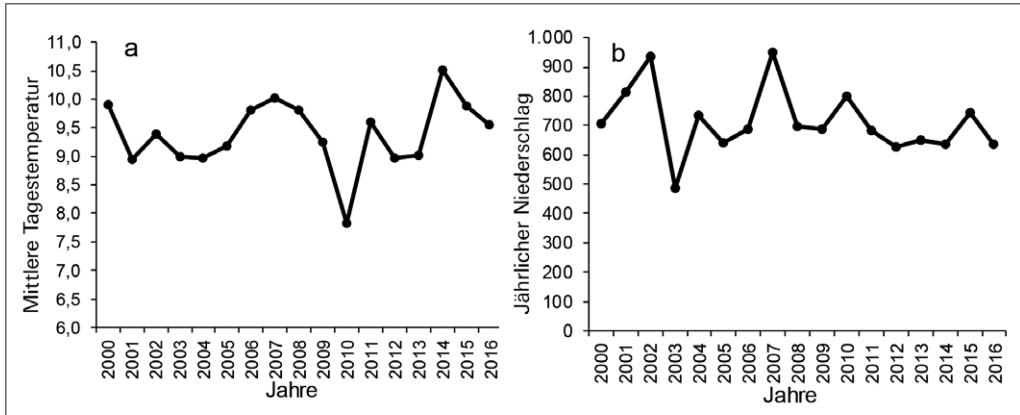


Abb. 2: Verlauf von mittlerer Tagestemperatur (a) und Summe des jährlichen Niederschlags (b) im Untersuchungszeitraum. Die Werte stammen von der nahe gelegenen Station Grambek.

im Jahr als auch nach der Anzahl der Bodenfallen, in denen die Art in den Jahren nachgewiesen wurde, ausgewertet. Ein Bodenfallenstandort mit Nachweis wurde dabei als repräsentativ für die Fläche seiner Umgebung als besiedelte Fläche (F) gewertet. Schließlich wurde die räumliche Auflösung mit dem Programm ArcView (ESRI 1999) untersucht. Hierfür wurde ebenfalls die Anzahl der Nachweise je Jahr verwendet. Die maximale Anzahl der Nachweise im Untersuchungszeitraum von 15 Jahren war neun.

Neben der Veränderung der Mengen der einzelnen Arten während der Sukzession wurde auch der Einfluss des Jahresniederschlags mit einer Korrelationsanalyse bestimmt. Für Paarvergleiche, z. B. zwischen Acker und Rand, wurde der U-Test für nicht normal verteilte Daten verwendet, für die statistische Analyse das Programm PAST (Hammer et al. 2012). Für Korrelationsanalysen wurde das Mann-Whitney-Verfahren für nicht normal verteilte Daten genutzt. In einzelnen Fällen wurde der Wilcoxon-Test verwendet, der Paarvergleiche, etwa in einer Zeitreihe, erlaubt. Der Einfluss der Zeitdauer nach der Umstellung wie auch des Niederschlags wurde mit einer multiplen Regression geprüft. Da die Artenzahlen in den einzelnen Fallen als Stichprobe für die umgebende Fläche gewertet wurden, konnte die Gesamtartenzahl für die Einzugsfläche nur geschätzt werden. Für die Äcker und Randbereiche wurde dieser Wert nach dem Chao-1-Index ermittelt, der aufgrund der seltenen Arten abschätzt, wieviele von ihnen bei einer totalen Erfassung registriert würden. Außerdem wurde noch die Sample-Rarefaction-Methode angewandt, mit der sich vor allem Bereiche mit ungleich hoher Erfassungsdichte vergleichen lassen (z. B. Randbereiche und Äcker mit unterschiedlicher Probenzahl). Die Artenvielfalt wurde nach Shannon-H-Index bestimmt (Shannon und Weaver 1976), in den sowohl die Gesamtartenzahl als auch die Mengen an Individuen einbezogen werden. Der 1-Simpson-Index ist ebenfalls ein Index für die Artenvielfalt, berücksichtigt aber die Dominanzverhältnisse der Artengemeinschaft stärker. Beide Biodiversitätsindices sind geeignet, die sogenannte α -Diversität zu beschreiben, die die Artenvielfalt auf Standortebene ausdrückt. Für die Bestimmung der β -Diversität gibt es des Weiteren verschiedene Ansätze, die Gradienten in der Landschaft unterschiedlich betonen. Die β_C -Diversität nach Cody (1975) beschreibt den Unterschied in der Artenvielfalt entlang eines Gradienten. Es werden dabei die Artenwechsel zwischen den Stationen in dem Gradienten bestimmt. So beschreibt die β_C -Diversität nach Cody (1975) den Unterschied in der Artenvielfalt entlang eines Gradienten. Für die Analyse des Arten-

Tabelle 1:

Mengen (M) der selten erfassten Laufkäferarten; r: nur im Randbereich (R), a: nur auf dem Acker (A) vorgekommen.

Gattung Art / Jahr	2001	2002	2003	2005	2006	2008	2010	2012	2014	2016	R/A
<i>Acupalpus flavigollis</i>				0,29							r
<i>Agonum fuliginosum</i>	0,74	0,89	0,44		0,89	0,14	0,36	0,29	0,45	0,94	
<i>Agonum gracile</i>		0,37									r
<i>Agonum livens</i>			0,88								r
<i>Agonum marginatum</i>		0,93	0,76		0,42	0,14					
<i>Agonum piceum</i>								0,11			r
<i>Agonum thoreyi</i>		0,50									r
<i>Agonum versutum</i>					0,42	0,14					r
<i>Agonum viridicupreum</i>	0,48					0,67		0,45	0,77	0,50	
<i>Amara apricaria</i>		0,50	0,42								
<i>Amara aulica</i>	0,56	0,50		0,29		0,37	1,30		0,51	0,99	
<i>Amara bifrons</i>	0,71			1,33				0,37	0,45		
<i>Amara consularis</i>	2,20	0,68	1,19				0,44				a
<i>Amara convexior</i>			0,48					0,46			
<i>Amara curta</i>		0,50					0,43				r
<i>Amara eurynota</i>	0,43	0,24			0,42	0,14	0,23				0,34
<i>Amara municipalis</i>									0,36	0,28	
<i>Amara ovata</i>		0,50								0,51	
<i>Amara spreta</i>	0,53					1,25					a
<i>Amara tibialis</i>	0,45		0,42				0,37				a
<i>Anthracus consputus</i>	0,48	0,50									
<i>Asaphidion flavipes</i>	0,62	0,43		0,70		0,37					
<i>Badister dilatatus</i>		1,06									r
<i>Badister dorsiger</i>	0,77	0,62									r
<i>Badister meridionalis</i>		0,50									r
<i>Badister peltatus</i>	0,50	0,29			0,42		0,31		0,33	0,36	r
<i>Badister unipustulatus</i>		0,37									r
<i>Bembidion femoratum</i>	0,64	0,44	0,36								
<i>Bembidion gilvipes</i>	0,98	1,45	0,29						0,33		r
<i>Bembidion lunulatum</i>	0,48	0,81	0,83				0,33	0,79	0,64	0,55	
<i>Bembidion mannerheimi</i>	1,16	0,50					0,67	0,50			
<i>Bembidion quadrimaculatum</i>	0,53	0,65	0,89	0,72		3,85	0,58	0,30	0,44	0,75	
<i>Bembidion varium</i>	0,62										r
<i>Blethisa multipunctata</i>								0,29	0,38	0,32	
<i>Bradyceillus harpalinus</i>	0,48	0,49	0,41		1,21	0,37	0,43				a
<i>Broscus cephalotes</i>									0,38		
<i>Chlaenius tristis</i>										0,28	r
<i>Calathus melanocephalus</i>	0,84	1,72	0,54	0,29	0,42	0,75	0,36		0,45		
<i>Calathus rotundicollis</i>		1,50	0,65			0,63	0,67	0,36	0,36	10,3	r
<i>Carabus cancellatus</i>								0,34			r
<i>Cychrus caraboides</i>		0,50				0,42	0,33		0,37		
<i>Dyschirius aeneus</i>								0,34			a
<i>Elaphrus cupreus</i>	0,64		0,29		0,83	0,32					
<i>Elaphrus riparius</i>		1,11	0,29								
<i>Epaphius secalis</i>										0,91	a
<i>Harpalus calceatus</i>							0,33				
<i>Harpalus quadripunctatus</i>			0,36								a
<i>Harpalus rufipalpis</i>	0,44			0,29				0,29			a
<i>Leistus rufomarginatus</i>	0,50	0,29			2,00			0,11		0,29	
<i>Leistus terminatus</i>	0,53	0,77				0,39	0,33		0,45		r
<i>Notiophilus aestuans</i>		0,23									r
<i>Notiophilus aquaticus</i>						0,14					a
<i>Oodes helopioides</i>	0,48	0,37	0,35	0,38				0,69	0,37	0,32	
<i>Panagaeus bipustulatus</i>		1,25	0,71							1,43	
<i>Panagaeus crux-major</i>							0,33	0,29			r
<i>Philorhizus melanocephalus</i>				0,29				0,43	0,11	0,40	0,29
<i>Philorhizus sigma</i>	0,67		0,29			0,31	0,94	0,38	1,03	0,30	r
<i>Pterostichus rhaeticus</i>											r
<i>Stenolophus mixtus</i>					0,42		0,31	0,34		0,28	r
<i>Stenolophus teutonus</i>	0,42		0,36				0,43				
<i>Syntomus foveatus</i>			0,48							0,38	a
<i>Syntomus truncatellus</i>		0,50				0,58	0,33			0,29	
<i>Trechus obtusus</i>		0,50					0,38				r

wechsels vom Rand zur Ackermitte wurden die Fallen in fünf Entfernungsklassen aufgestellt. Dazu wurden in einer GIS-Analyse die Fallen in fünf Entfernungsklassen aufgeteilt: 0 m (außerhalb des Ackers in den Randbereichen), 30 m (zwischen Ackerrand und 30 m Entfernung), 60 m (> 30 m bis 60 m Entfernung), 120 m (> 60 m bis 120 m) und 240 m (> 120 m bis > = 240 m). Die β_c -Diversität wurde für jedes Untersuchungsjahr berechnet. Die entsprechende Formel lautet $(g(H) + l(H))/2$; $g(H)$: zusätzliche im Gradienten von Standort a zu b; $l(H)$ verschwundene Arten im Gradienten von a nach b). Dieser Wert ist ein Maß für die ökologische Steilheit in einem Gradienten: Hohe Werte deuten auf einen steilen, niedrige Werte dagegen auf einen weniger steilen Gradienten (Pielou 1975). Dem gegenüber berücksichtigt die in der Untersuchung zusätzlich betrachtete β_w -Diversität nach Whittaker (1972) die Unterschiede in der Artenvielfalt zwischen den Fallenpunkten auf Landschaftsebene.

Dieser Wert wurde nach der Formel $\beta_w = \gamma / m\alpha$ berechnet (γ : theoretische, maximale Diversität der Gesamtlandschaft, wenn alle Arten randomisiert vorkämen; $m\alpha$: mittlere α -Diversität der Standorte). Damit gibt β_w den Teil der Diversität in der Gesamtlandschaft wieder, der durch die standörtlichen Verteilungsmuster erfolgt und daher ein Indikator für die reale Diversität der Landschaft ist.

3. Ergebnisse

In den Untersuchungsperioden von 2001 bis 2016 wurden auf den Flächen von Hof Ritzerau insgesamt 172.801 Laufkäferindividuen aus 136 Arten erfasst. Auf den später in den Jahren 2012 bis 2016 untersuchten konventionell bewirtschafteten Flächen im nahe gelegenen Panten wurden 12.441 Tiere aus 39 Arten gezählt. Auf Hof Ritzerau waren auf den Äckern 160.771 Tiere mit 115 Arten in den Bodenfallen, in den Randbereichen waren es 25.316 aus 125 Arten. Davon wurden 25 Arten nur in den Randbereichen und 15 Arten nur auf den Äckern nachgewiesen. Einige waren so häufig, dass eine Raum-Zeitanalyse durchgeführt werden konnte, die im Folgenden dargestellt wird. Tabelle 1 listet die übrigen seltenen Arten auf, von denen die meisten nur in den weniger untersuchten Randbereichen vorkamen.

3.1. Dynamik von Laufkäferarten in Randbereichen und Äckern sowie ihre Beziehung zu Niederschlag und Zeit nach der Umstellung

Abax parallelepipedus

Nach Irmler und Gürlich (2004) ist *A. parallelepipedus* eine eusilvicole Art der Wälder. Im Gebiet dürfte sie daher in den umliegenden Wäldern regelmäßig vorkommen. Der Vergleich zwischen Feldrand und Acker weist die Art auch eindeutig als Art der Ränder aus. Die Unterschiede der Gesamtmittel waren mit $0,05 \pm 0,06$ Ind. FT^{-10} für den Acker und $0,6 \pm 0,5$ Ind. FT^{-10} für die Randbereiche signifikant ($U = -35$, $p = 0,04$). Die Mengen schwanken in den Randbereichen während der Untersuchungszeit erheblich (Abb. 3). Die Zahlen in den Äckern ließen zunächst einen Rückzug aus diesen Bereichen erkennen. Allerdings manifestierte er sich nicht, so dass sich insgesamt kein signifikanter Rückgang der Art aus den Ackerbereichen ergab. Die räumliche Verteilung lässt erkennen, dass die Art im zentralen Knick und im südlichen Mühlenbachtal regelmäßig vorkam und von dort in die angrenzenden Ackerbereiche eindrang (Abb. 4). Da sie nicht

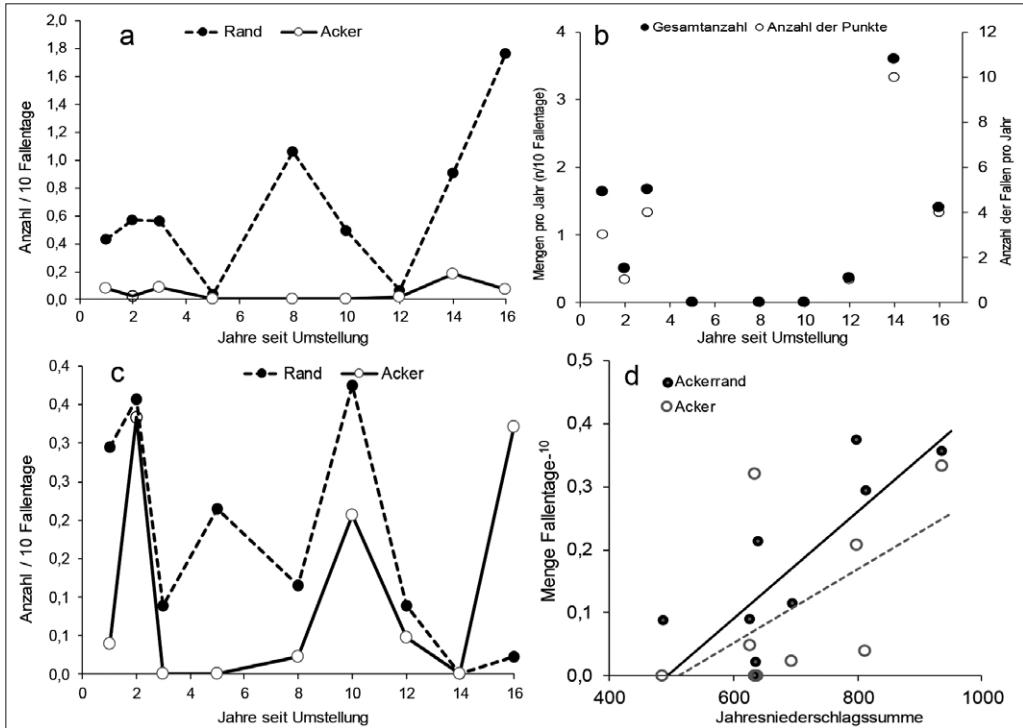


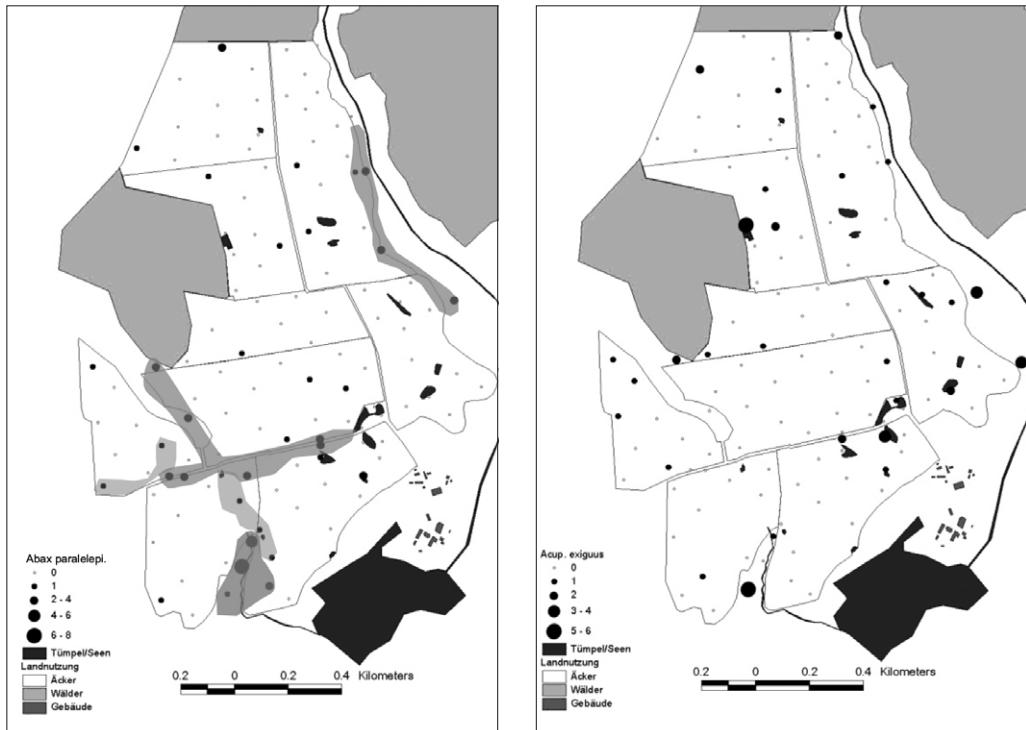
Abb. 3: Mittlere Mengen im Acker und Ackerrandbereich von *Abax parallelepipedus* (a) und *Acupalpus exiguum* (c), Gesamtmengen und Anzahl Fallennpunkte mit Nachweis von *A. parallelepipedus* (b), und Beziehung zwischen Niederschlag und mittleren Mengen von *Acupalpus exiguum* (d).

fliegen kann, muss sie diese Bereiche aus ihren Quellgebieten im Knick und den Wäldern erreicht haben. Sie konnte auch gelegentlich im nördlichen, von Wäldern eingesäumten Teil weit in den Acker eindringen.

Acupalpus exiguum

Acupalpus exiguum ist eine mesohygrophile Art des feuchten bis frischen Grünlandes (Irmler und Gürlich 2004). Im Gebiet kam sie daher vor allem in der Duvenseebachniederung und im Feuchtgrünland um den Mühlensee vor. Im Untersuchungsgebiet war sie hauptsächlich in den Randbereichen mit $0,17 \pm 0,17$ Ind. FT^{-10} zu finden, trat aber im randlichen Acker mit $0,11 \pm 0,14$ Ind. FT^{-10} durchaus häufig vor. Die Mengen im Acker schwanken etwas stärker als in den Randbereichen, wo es aber auch Jahre (2014) gab, in denen sie nicht nachweisbar war (Abb. 5). Die Menge der Art im Randbereich hing signifikant mit der Menge des Jahresniederschlags zusammen (Rand: $r = 0,79$, $p < 0,001$). In nassen Jahren ist demzufolge die Einwanderung in die Äcker stärker als in trockenen. Der Einfluss des Niederschlags auf die Menge im Acker war hingegen schwächer und nicht signifikant.

Die Entwicklung in den Ackerbereichen ergab nur für den besiedelten Raum eine signifikante Steigerung durch die Einführungen des ökologischen Landbaus. Die Anzahl der Nachweise stieg nach der Umstellung von 0–1 Nachweis auf 5–6 Nachweise pro Jahr an. Damit war die Menge der Tiere in den Äckern nicht gestiegen, wohl aber signifikant (Abb. 5) die besiedelte Fläche



($p = 0,05$). Da die Art gut fliegen kann, war sie im Laufe der Sukzession sporadisch an verschiedenen Punkten des Ackers anzutreffen, vornehmlich aber in den Randbereichen zum südlichen Mühlenbachtal, in den Randbereichen der Sölle und des Duvenseebaches (Abb. 4).

Acupalpus meridianus

Nach Irmler und Gürlich (2004) ist die Art charakteristisch für lehmige und sandig-lehmige Äcker, und damit findet sie auf den Ackerstandorten des Hof Ritzerau optimale Bedingungen. Sie wurde in den Randbereichen nur in zwei Jahren nachgewiesen. Auf den Äckern war sie indes fast durchgehend vorhanden und zeigte im Sukzessionsverlauf eine stark signifikante Zunahme sowohl hinsichtlich der Gesamtmenge als auch der besiedelten Fläche (Abb. 5). Der Anstieg der Gesamtmenge (M) erfolgte linear nach $M = 0,27 J + 0,16$ ($p = 0,0009$), die der besiedelten Fläche nach $F = 0,62 J + 0,08$ ($p = 0,0009$). Die Art wurde eindeutig durch den ökologischen Anbau gefördert. Sie war zwar sporadisch in verschiedenen Bereichen zu finden, hatte aber im südlichen Teil ein Schwerpunkt vorkommen. Die Analyse des Sukzessionsverlaufs zeigte ferner, dass sich die besiedelbare Fläche jährlich verlagerte. Ein im Sukzessionsverlauf zusammenhängendes, sich vergrößerndes Areal war nicht zu erkennen (Abb. 6.). Dies mag daran liegen, dass die Art gut fliegen kann und jährlich den Acker aus ihren Überwinterungsquartieren, die vornehmlich im südlichen Knick und dem angrenzenden Gehölzkomplex mit Söllen lagen, neu besiedelte.

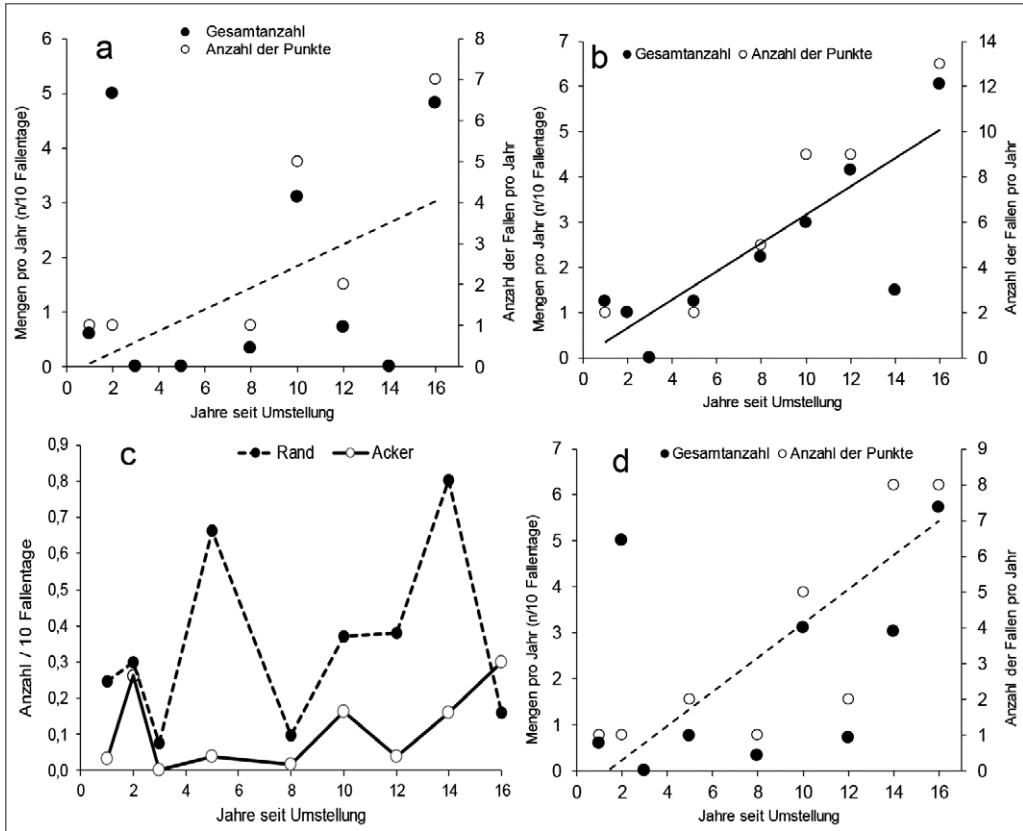


Abb. 5: Beziehung zwischen Gesamtmenge bzw. besiedelter Fläche (Fallenpunkte) im Acker und Sukzessionszeit für *A. exiguum* (a), *A. meridianus* (b), *Agonum emarginatum* (d) sowie die mittleren jährlichen Mengen in Randbereich und Acker von *A. emarginatum* (c).

Agonum emarginatum

Diese hygrophile Art des Grünlandes (Irmler und Gürlich 2004) war im Untersuchungsgebiet nicht selten in den Randbereichen zu finden, die eindeutig bevorzugt wurden (Abb. 5). Dort kam sie mit $0,34 \pm 0,49$ Ind. FT^{-10} vor, im Acker nur mit $0,06 \pm 0,11$ Ind. FT^{-10} . Obwohl die Art hygrophil ist, war keine Beziehung mit der jährlichen Niederschlagsmenge festzustellen. Während die Gesamtmenge im Acker keinen Trend im Sukzessionsverlauf aufwies, nahm die besiedelbare Fläche signifikant zu (Abb. 5). Es ließen sich drei Besiedlungsbereiche erkennen: im nördlichen Mühlenseebachtal, im Bereich der nördlichen Sölle sowie im Duvenseebachtal (Abb. 6).

Agonum sexpunctatum

Agonum sexpunctatum ist in Schleswig-Holstein eine eurytopic Art, die unter fast allen Umweltbedingungen gefunden wurde (Irmler und Gürlich 2004). Möglicherweise benötigt sie freie unbewachsene Flächen. Im Durchschnitt der Jahre war sie auf den Äckern mit $0,12 \pm 0,13$ Ind. FT^{-10} etwas, aber nicht signifikant häufiger als in den Randbereichen mit $0,07 \pm 0,07$ Ind. FT^{-10} (Abb. 7). Die Mengen schwankten sowohl auf den Äckern als in den Randgebieten erheblich, was aber nicht mit dem jährlichen Niederschlag zusammenhing. Während die Mengen auf den Äckern

keinen Trend im Sukzessionsverlauf aufwiesen, war dies bei der besiedelten Fläche anders. Hier stieg die Menge von 0 in den ersten Jahren auf ca. 16 Fallen am Ende der Untersuchung signifikant an ($p = 0,02$). Bei einem Anstieg von $0,8 \text{ FJ}^{-10}$ kann damit jährlich der Bereich von einer Falle zusätzlich besiedelt werden. Auffällig ist außerdem, dass die Häufigkeit der besiedelten Falle im Nordteil, der zuerst auf ökologischen Landbau umgestellt wurde, am höchsten war. Es wurde daher bei der Art eine Einwanderung mit anschließender Ausbreitung nach der Umstellung festgestellt. Möglicherweise erfolgte die Einwanderung in die Äcker aus den angrenzenden westlichen Gebieten (Koppelsbusch, Fuchsberg), da sie dort zuerst erfasst wurde. Am Ende der Untersuchungszeit nach 15 Jahren hatte sie die südöstlichen Bereiche noch nicht besiedelt.

Agonum viduum

Agonum viduum ist ähnlich wie *A. emarginatum* eine hygrophile Art und besitzt in Schleswig-Holstein seine höchsten Mengen im nassen Grünland (Irmiger und Gürlich 2004). Dies trifft auch für das Untersuchungsgebiet zu, wo in der Duvenseebachniederung, entlang des Mühlbachgrabens und im Randbereich des Mühlensees die größten Mengen gefunden wurden ($0,73 \pm 0,78 \text{ Ind. FT}^{-10}$) (Abb. 9). Im Acker wird die Art nur sporadisch mit wenigen Individuen gefunden ($0,10 \pm 0,08 \text{ Ind. FT}^{-10}$, U-Test: $p = 0,03$).

Merkwürdigerweise nahm die Menge auch in den Randbereichen im Jahr 2002 abrupt ab, blieb jedoch seitdem auf einem konstanten Niveau. Da sie kaum in den Acker eindrang, wurde kein Trend der Individuenzahl mit der Sukzessionszeit gefunden. Sie hatte innerhalb der Ackerflächen Rückzugsbereiche am Rand der Sölle, westlich am Waldrand und an der zentralen Wegkreuzung



Abb. 6: Verbreitung von *Acupalpus meridianus* (links) und *Agonum emarginatum* (rechts).

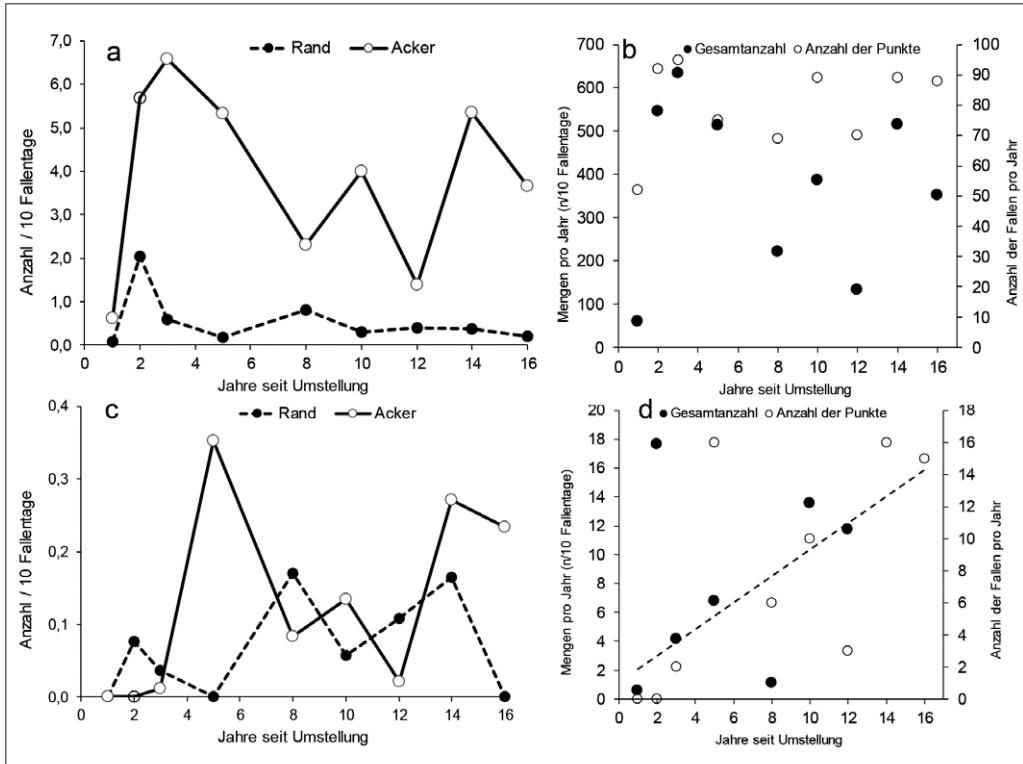


Abb. 7: Mittlere jährliche Mengen in Randbereich und Acker *Agonum muelleri* (a) und *A. sexpunctatum* (c) sowie die Beziehung zwischen Gesamtmenge und Anzahl der Fallenpunkte im Acker und der Sukzessionszeit für *A. muelleri* (b) und *A. sexpunctatum* (d).

(Abb. 8). Von dort schien sie gelegentlich entlang des west-östlich verlaufenden Knicks in den Acker einzudringen.

Amara aenea

Im Gegensatz zu den *Agonum*-Arten ist *Amara aenea* eine Art der offenen, trocken-sandigen Standorte in mesophilen Magerrasen und im trockenen Wirtschaftsgrünland (Irmler und Gürlich 2004). In Schleswig-Holstein ist sie auch regelmäßig auf Äckern vorhanden. Daher besaß sie auch im Untersuchungsgebiet die höchsten Mengen auf den Äckern ($0,24 \pm 0,17$ Ind. FT^{-10}), während sie im Randbereich ($0,07 \pm 0,17$ Ind. FT^{-10}) signifikant weniger vorkam ($p = 0,01$). Eine signifikante Beziehung zum jährlichen Niederschlag konnte nicht gefunden werden, obwohl die Menge des Folgejahres mit zunehmendem Niederschlag leicht abnahm. Ein deutlicher Trend wurde mit der Sukzessionszeit gefunden (Abb. 9). Sowohl die Menge als auch die besiedelte Fläche stieg im Verlauf der Sukzession nach der Umstellung an. Beide Beziehungen waren dabei deutlich signifikant (Menge: $p = 0,02$, Fläche: $p = 0,0002$). Besonders die besiedelte Fläche nahm mit fast $2 FJ^{-1}$ stark zu. Die Art trat am häufigsten in den nördlichen Bereichen des Untersuchungsgebietes auf, was entweder mit der Länge der Umstellungszeit oder mit den sandigen Böden zusammenhängt (Abb. 8).

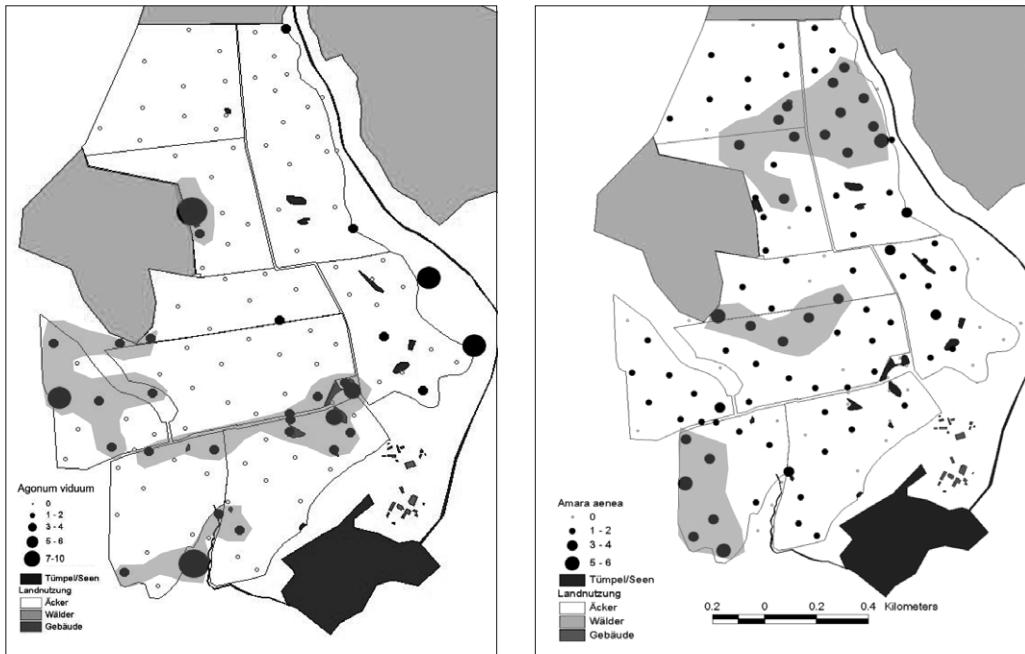


Abb. 8: Verbreitung von *Agonum viduum* (links) und *Amara aenea* (rechts). Zusammenhängende oder besonders starke Siedlungsbereiche sind grau hervorgehoben.

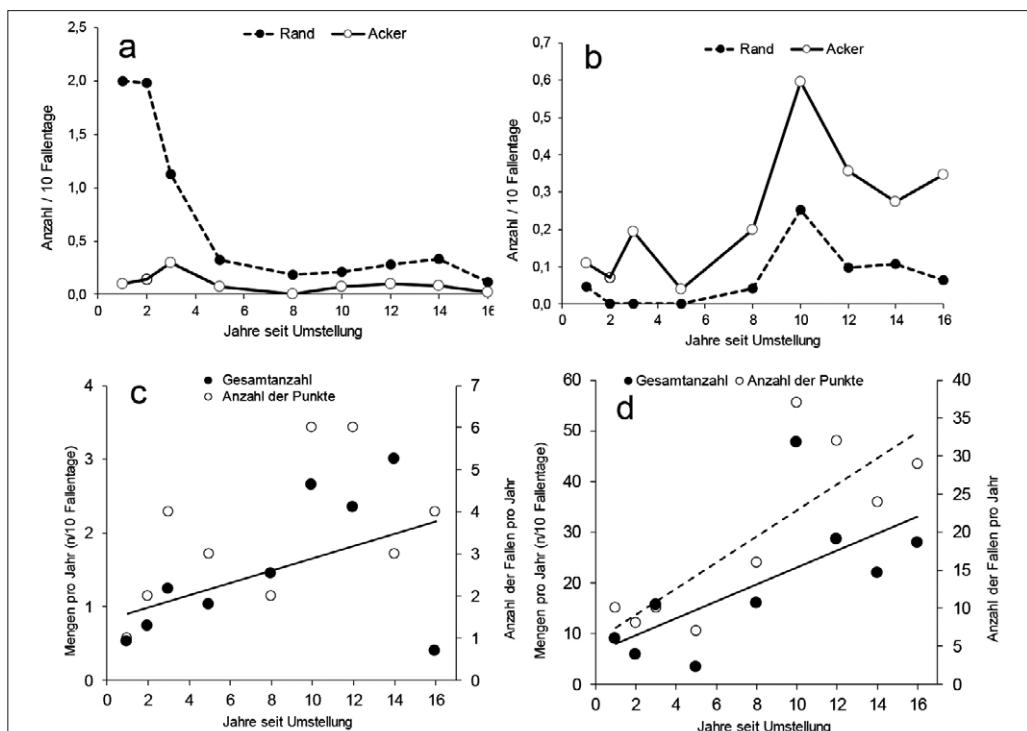


Abb. 9: Mittlere Mengen in Randbereich und Acker von *Agonum viduum* (a) und *Amara aenea* (b) sowie die Gesamtmengen und die besiedelte Fläche (Fallenpunkte) im Ackerbereich von *Amara communis* (c) und *A. aenea* (d).

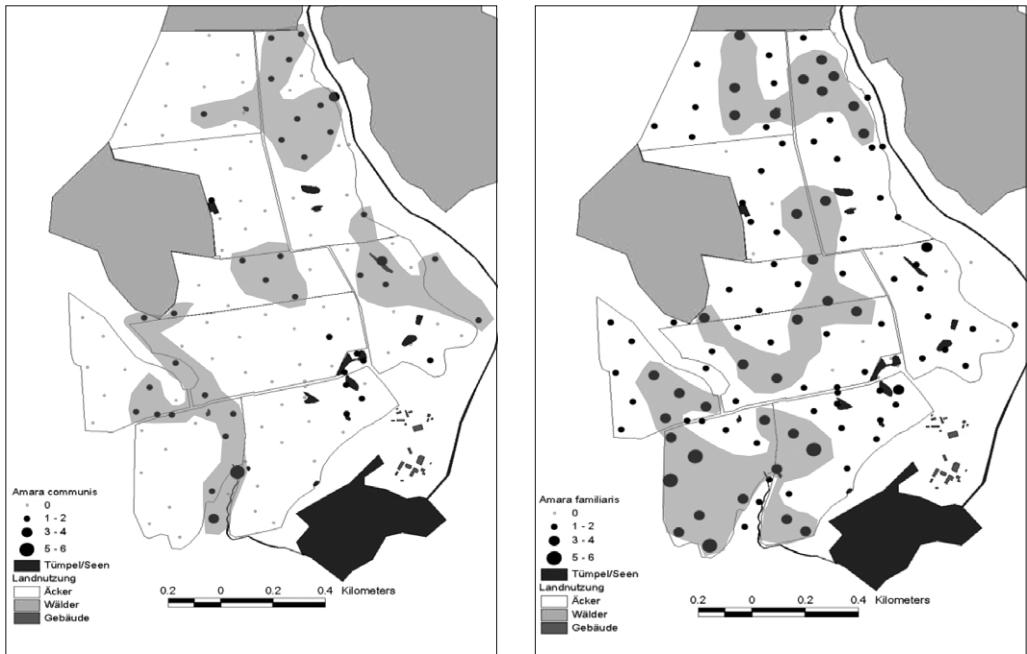


Abb. 10: Verbreitung von *Amara communis* (links) und *Amara familiaris* (rechts). Zusammenhängende oder besonders starke Siedlungsbereiche sind grau hervorgehoben.

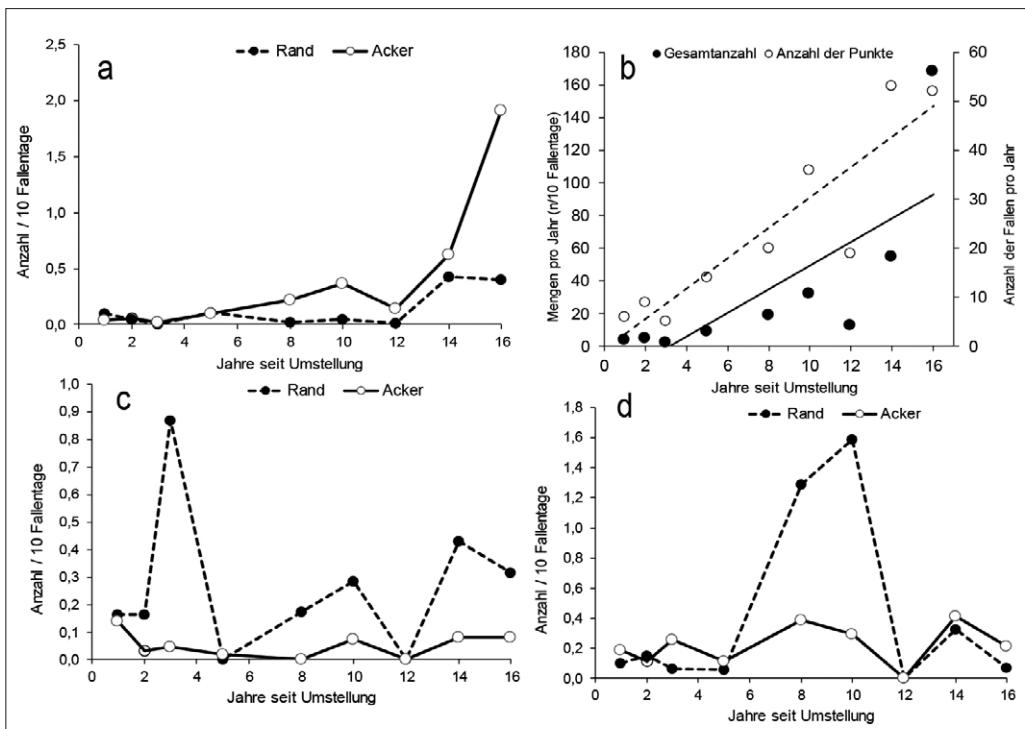


Abb. 11: Mittlere Mengen in Randbereich und Acker von *Amara familiaris* (a), *A. lunicollis* (c) und *A. plebeja* (d) sowie die Gesamtmengen und die besiedelte Fläche (Fallenpunkte) im Ackerbereich von *A. familiaris* (b).

Amara communis

Amara communis ist eine verhältnismäßig eurytop Art der offenen Habitate. Im Gegensatz zu *A. aenea* tritt sie auch regelmäßig im feuchten Wirtschaftsgrünland auf (Irmler und Gürlich 2004). Im Untersuchungsgebiet war sie daher häufiger in den Randbereichen ($0,24 \pm 0,21$ Ind. FT^{-10}) als auf den Äckern ($0,06 \pm 0,08$ Ind. FT^{-10}) zu finden ($p = 0,03$). Die Mengen schwanken besonders im Randbereich außerordentlich. Eine Beziehung mit abnehmender Menge bestand zum Niederschlag des Vorjahres, war aber mit $p = 0,09$ nicht signifikant. Da die Art anscheinend auf Äckern nur suboptimale Bedingungen findet, ließ sich für die besiedelte Fläche kein Trend mit der Sukzessionszeit ablesen (Abb. 9), wohl aber für die Menge ($p = 0,04$). Die jährlich festgestellte Anzahl auf den besiedelten Ackerflächen steigt nur von durchschnittlich unter 1 Ind. FT^{-10} auf maximal 3 Ind. FT^{-10} am Ende der Untersuchungsperiode. Entsprechend der bevorzugt besiedelten Randbereiche lag die Siedlungsfläche nahe der Ackerränder zur Duvenseebachniederung oder entlang des südlichen Mühlenbaches (Abb. 10).

Amara familiaris

Nach Irmler und Gürlich (2004) war die Art in Schleswig-Holstein auf Äckern und im Wirtschaftsgrünland am häufigsten und dort sogar auf konventionell bewirtschaftetem Grünland oder auf großflächigen, konventionell bewirtschafteten Äckern anzutreffen. Diese Angaben stehen im Widerspruch zu den auf Ritzerau festgestellten Befunden. *A. familiaris* bevorzugte zwar auch hier die Ackerbereiche (Median: 0,14 Ind FT^{-10}) gegenüber den Randbereichen (Median: 0,05 Ind FT^{-10}). Da die Werte aber im Laufe der Untersuchungsperiode stark schwankten, sind die Unterschiede nur nach dem Mann-Whitney-U-Test signifikant verschieden ($W = 40$, $p = 0,04$).

Überdies wurde keine Beziehung zum Niederschlag nachgewiesen. Die Art nahm deutlich mit zunehmender Zeit nach der Umstellung sowohl bei der Gesamtmenge als auch bei der besiedelten Fläche auf den Äckern zu (Abb. 11). Die Abundanz stieg in den letzten zwei Jahren sogar exponentiell an. Im Durchschnitt nahm die Gesamtmenge auf dem Acker um jährlich über 7 Ind. FT^{-10} zu, die besiedelte Fläche steigt jährlich um ca. drei Fallen von anfangs 20 Fallen auf über 50 Fallen nach 15 Jahren. Am Ende der Untersuchungszeit war die Art überall auf dem Acker vorhanden. Besiedlungsschwerpunkte lagen im nordwestlichen, zentralen und im südöstlichen Teil der Ackerfläche (Abb. 10).

Amara lunicollis

Im übrigen Schleswig-Holstein wurde *A. lunicollis* hauptsächlich in sauren Bruchwäldern und in feuchten Heiden gefunden (Irmler und Gürlich 2004). Im Untersuchungsgebiet war die Art dementsprechend in den feuchten Randgebieten oder am Rand der Sölle vertreten. Von dort fand auch ihre Einwanderung in die nächste Umgebung statt. Im Acker ist daher die durchschnittliche Menge mit 0,05 Ind. FT^{-10} signifikant niedriger (Abb. 11) als in den Randbereichen 0,27 Ind. FT^{-10} (U-Test: $p = 0,03$). Eine Beziehung zum Niederschlag ließ sich nicht nachweisen, auch wenn ein leichter, nicht signifikanter Anstieg mit steigendem Niederschlag vorhanden war. Entsprechend der niedrigen Besiedlung auf dem Acker wurde kein Trend in der Sukzession festgestellt.

Amara plebeja

Amara plebeja wird von Irmler und Gürlich (2004) zu den Arten offener Standorte mit geringen Ansprüchen an den Lebensraum gestellt. Sie kommt im übrigen Schleswig-Holstein vor allem

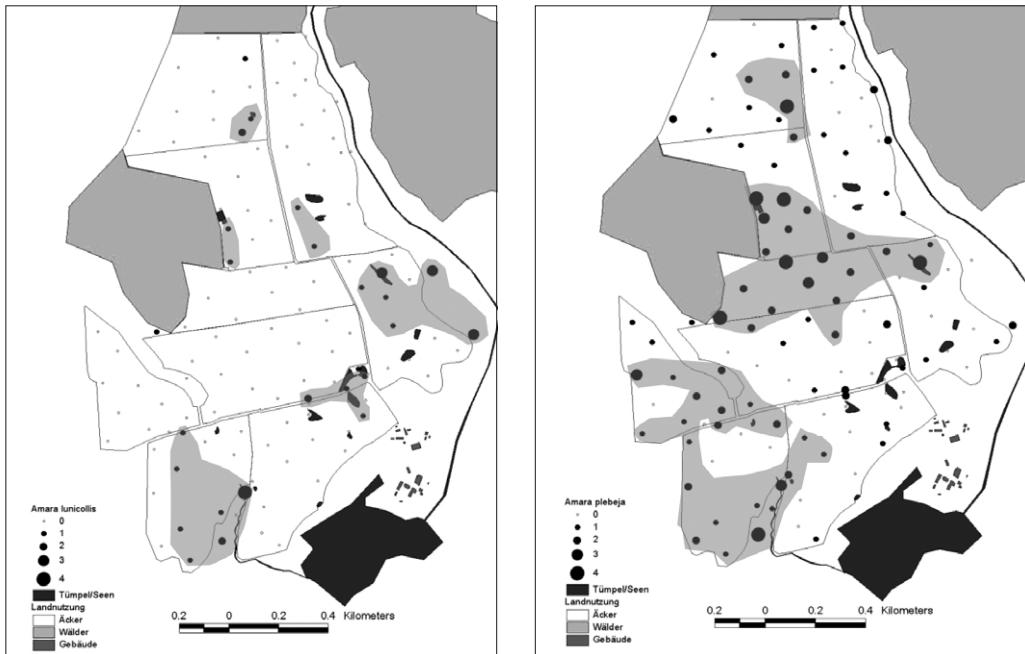


Abb. 12: Verbreitung von *Amara lunicollis* (links) und *Amara plebeja* (rechts). Zusammenhängende oder besonders starke Siedlungsbereiche sind grau hervorgehoben.

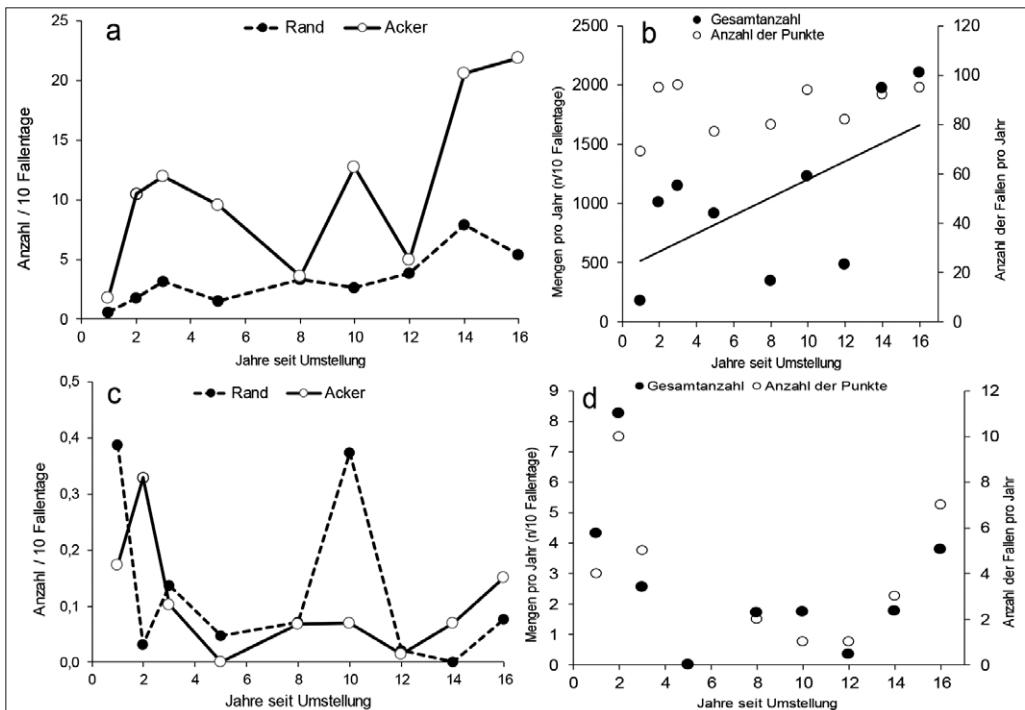


Abb. 13: Mittlere Mengen in Randbereich und Acker von *Anchomenus dorsalis* (a) und *Anisodactylus binotatus* (c) sowie die Gesamtmengen und die besiedelte Fläche (Fallenpunkte) im Ackerbereich von *A. dorsalis* (b) und *A. binotatus* (d).

auf Äckern und im Wirtschaftsgrünland vor. Im Untersuchungsgebiet war sie daher auf den Äckern weit verbreitet (Abb. 12). Ein signifikanter Unterschied zwischen Äckern ($0,22 \pm 0,13$ Ind. FT^{-10}) und Randbereichen ($0,41 \pm 0,60$ Ind. FT^{-10}) konnte nicht festgestellt werden ($p = 0,48$) (Abb. 11). Die jährlichen Mengen korrelierten außerdem nicht mit den jährlichen Niederschlägen. Ebenso wenig war sowohl für die Mengen als auch für die besiedelte Fläche eine Beziehung zur Sukzession nachzuweisen.

Amara similata

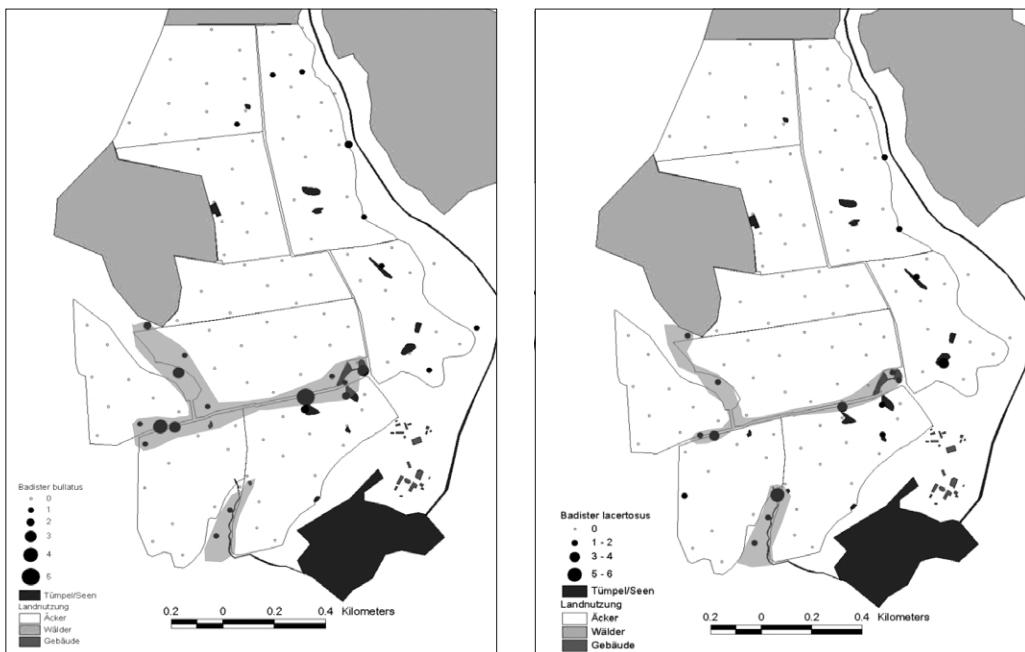
Ähnlich wie *A. plebeja* ist *A. similata* im übrigen Schleswig-Holstein auf Äckern und im Wirtschaftsgrünland am häufigsten (Irmler und Gürlich 2004). Dementsprechend kommt die Art auch im Untersuchungsgebiet überall regelmäßig vor. Im Gegensatz zu *A. plebeja* war sie im Acker ($0,97 \pm 0,65$ Ind. FT^{-10}) häufiger als in den Randbereichen ($0,32 \pm 0,23$ Ind. FT^{-10}). Dieser Unterschied war mit $p = 0,006$ signifikant. Ein leicht ansteigender Trend mit steigendem Niederschlag des Vorjahres war nicht signifikant. Ebenso wenig wurde ein Trend in der Sukzession festgestellt. Obwohl Schröter (2010) eine Affinität zu Flächen mit Raps feststellen konnte, ließ sich im Laufe der Sukzession trotz des Fehlens von Rapsanbau kein Rückgang der Art nachweisen.

Anchomenus dorsalis

Die Art ist typisch für Äcker und gilt auf Grund ihrer bevorzugten Ernährung von Blattläusen als Nützling (Sunderland 1975). In Schleswig-Holstein ist sie besonders auf kleinflächigen, trockenen und basenreichen Äckern häufig (Irmler und Gürlich 2004). Dies kommt auch im Untersuchungsgebiet zum Ausdruck, wo sie auf den Äckern mit $10,8 \pm 7,0$ Ind. FT^{-10} signifikant häufiger als in den Randbereichen mit $4,8 \pm 2,2$ Ind. FT^{-10} (U-Test: $p = 0,04$) vorkam (Abb. 13). Die Schwankungen auf den Äckern waren allerdings hoch, konnten aber nicht mit den jährlichen Niederschlägen korreliert werden. Der insgesamt steigende Trend in den Mengen war dagegen signifikant mit der Zeit nach der Umstellung verknüpft ($M = 434 J + 76,8$; $p = 0,03$), was beweist, dass die Art vom ökologischen Landbau profitiert. Schon die allgemeine Präferenz für kleinflächige Äcker deutete darauf hin, dass eine reiche Beikrautvegetation auf den Äckern das Vorkommen der Art fördert. *A. dorsalis* kam schon von Beginn der Untersuchung an im gesamten Acker vor. Die Besiedlung von zusätzlicher Ackerfläche durch den ökologischen Landbau wurde daher nicht gefunden (Abb. 14).

Anisodactylus binotatus

Nach Irmler und Gürlich (2004) kommt *Anisodactylus binotatus* in Schleswig-Holstein fast ausschließlich im frischen Grünland vor und nicht auf Äckern. Dies bestätigte sich im Untersuchungsgebiet nicht. Hier hatte die Art etwa gleich hohe Mengen (Abb. 13) in den Randbereichen ($0,13 \pm 0,15$ Ind. FT^{-10}) wie im Acker ($0,11 \pm 0,10$ Ind. FT^{-10}). Mit steigenden Niederschlägen ($p = 0,03$) steigt die Menge im jährlichen Durchschnitt signifikant um ca. $0,1$ Ind. FT^{-10} je 100 mm Niederschlag. Die Abhängigkeit von hohen Wassergehalten kommt bereits durch den Zeigerwert von 41 Prozent Bodenwassergehalt bei den Untersuchungen zur Ökologie der Laufkäfer Schleswig-Holsteins (Irmler und Gürlich 2004) zum Ausdruck. Ein Trend in der Sukzessionsperiode war nicht zu erkennen. Das Eindringen der Art in die Ackerbereiche war von den Niederschlagsverhältnissen und der Menge in den Randbereichen abhängig. Sie drang in solchen optimalen Jahren aus der Mühlensee- und Mühlenbachniederung, der Duvenseebachniederung und dem großen Soll-



komplex im zentralen Ackerbereich in die angrenzenden Äcker ein, kann sich dort aber dauerhaft sicherlich nicht etablieren.

Badister bullatus

Badister bullatus ist eine in Schleswig-Holstein eryöke Art (Irmler und Gürlich 2004). Im Untersuchungsgebiet bevorzugt sie eindeutig die Ackerränder, wo sie mit $0,11 \pm 0,05$ Ind. FT^{-10} signifikant häufiger war als auf den Äckern mit $0,05 \pm 0,05$ Ind. FT^{-10} ($p = 0,03$). Eine leicht ansteigende Tendenz mit zunehmendem Niederschlag war nicht signifikant. Ebenso wurde kein Trend im Sukzessionsverlauf gefunden. Die Art war im Untersuchungsgebiet lokal entlang des west-östlichen Knicks sowie im nördlichen und südlichen Bereich des Mühlenbaches verbreitet. Von dort gelangt sie sporadisch in die angrenzenden Felder. Auch im nördlichen Bereich drang sie gelegentlich aus der Duvenseebachniederung in die Felder ein (Abb. 15).

Badister lacertosus

In Schleswig-Holstein liegen die meisten Vorkommen von *B. lacertosus* in feuchten bis frischen Wäldern (Irmler und Gürlich 2004). Sie wird dort als ubiquitäre Waldart eingestuft. Mehr noch als *B. bullatus* war *B. lacertosus* daher auf den Flächen von Hof Ritzerau auf die Ackerrandbereiche beschränkt. Nur einmal wurde er auch auf dem Acker unter noch konventioneller Bearbeitung gefunden. In den Randbereichen war die Art häufig (Abb. 15), wie die mittlere Menge von $0,1 \pm 0,06$ Ind. FT^{-10} belegt, während die Menge auf dem Acker nur bei $0,06 \pm 0,17$ Ind. FT^{-10} lag (Unterschied nicht signifikant).

Trotz der Präferenz für Feuchtigkeit ergab sich keine Beziehung zu den Niederschlagswerten. Ein Einfluss der Bewirtschaftungsumstellung wurde auch nicht nachgewiesen. Entsprechend seiner Bindung an bewaldete, schattige Ökosysteme beschränkten sich die Vorkommen auf den west-östlichen Knick und die offenen Bereiche des Mühlenbaches mit unterschiedlich dichtem Baumbewuchs.

Badister sodalis

B. sodalis wird von Irmler und Gürlich (2004) zu den Arten der feuchten Wälder gezählt, die auch regelmäßig in feuchte Grünländer eindringt. Daher wurde sie wie *B. lacertosus* fast ausschließlich in den Ackerrandbereichen gefunden. Dort betrug die mittlere Menge $0,1 \pm 0,09$ Ind. FT^{-10} , während sie im Acker nur $0,05 \pm 0,1$ Ind. FT^{-10} erreichte (Unterschied nicht signifikant). Anders als bei *B. lacertosus* konnte eine schwache positive Korrelation mit steigenden Niederschlagswerten nachgewiesen werden ($M = 0,0005$ Niederschlag $-0,23$, $p = 0,05$). Da die Art kaum in den Acker eindrang, war ein Einfluss der Bewirtschaftungsumstellung nicht festzustellen. Auf dem Acker kam sie hauptsächlich in den ersten Jahren während der konventionellen Bewirtschaftung vor.

Bembidion biguttatum

Im Schleswig-Holstein ist *B. biguttatum* zwar in feuchten Wäldern und Grünländern am häufigsten, hat aber eine weite ökologische Spanne (Irmler und Gürlich 2004). Auf den Flächen des Hofs Ritzerau präferierte die Art eindeutig die Randbereiche, wo sie mit $0,44 \pm 0,30$ Ind. FT^{-10} signifikant häufiger war als auf den Äckern mit $0,15 \pm 0,18$ Ind. FT^{-10} (U-Test, $p = 0,03$). Die Menge von *B. biguttatum* könnte von den jährlichen Niederschlägen abhängen, da sie mit zuneh-

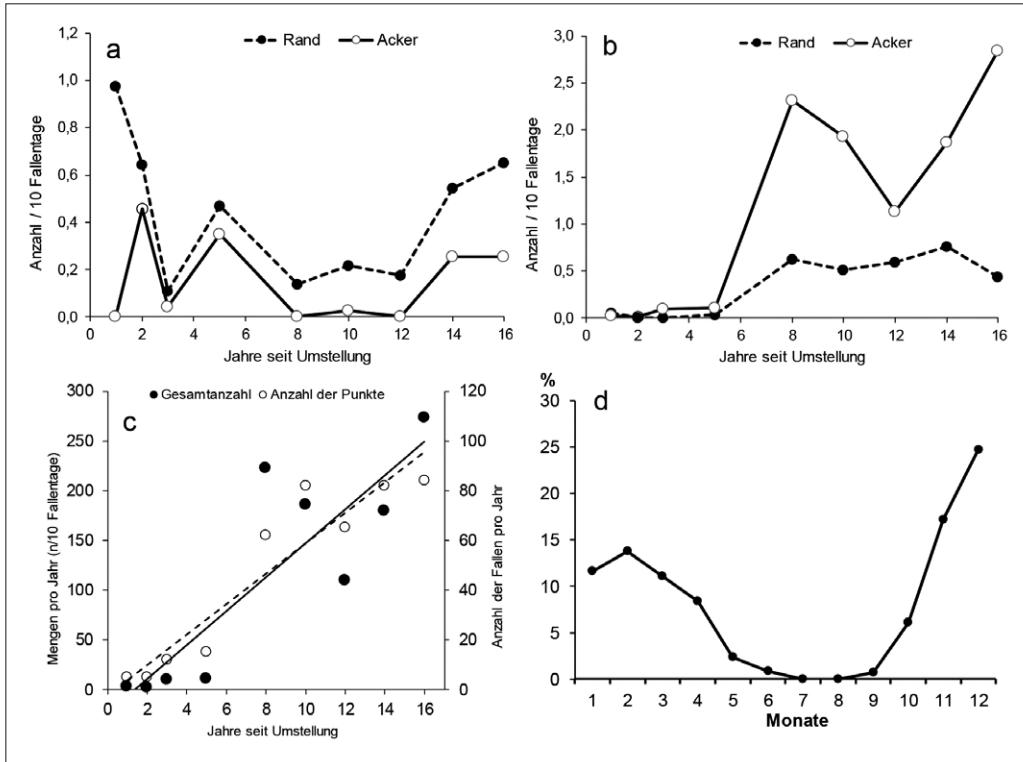


Abb. 16: Mittlere Mengen in Randbereich und Acker von *Bembidion biguttatum* (a) und *B. lampros* (b), die Gesamtmengen und die besiedelte Fläche (Fallenpunkte) im Ackerbereich von *B. lampros* (c), sowie saisonale Verteilung von *B. obtusum* (d).

mendem jährlichen Niederschlag anstieg. Diese Beziehung war allerdings nicht signifikant ($p = 0,10$). Entsprechend seiner nur sporadischen Einwanderung in die Äcker war keine Korrelation mit der Umstellung vorhanden. Sie war auf den Äckern immer dann vorzufinden, wenn sie auch in den Randbereichen besonders häufig war. Entsprechend der Bevorzugung feuchter Standorte kam die Art im feuchten Grünland in der Duvensee- und Mühlenbachniederung und in den feuchten Bereichen um die Sölle vor.

Bembidion guttula

Nach Irmler und Gürlich (2004) ist *B. guttula* eine Art offener, feuchter Standorte auf Niedermoortorfen. Sie wird als mesohygrphil bezeichnet. Daher präferierte sie auf den Flächen von Hof Ritzerau, ähnlich wie *B. biguttatum*, die feuchten Randbereiche der Äcker, wo sie mit $1,23 \pm 0,18$ Ind. FT⁻¹⁰ signifikant häufiger war als auf den Äckern mit $0,09 \pm 0,06$ Ind. FT⁻¹⁰ (U-Test: $p < 0,001$). Trotz der Präferenz für Feuchte konnte keine Beziehung zur Höhe des jährlichen Niederschlages festgestellt werden. Ebenso wie bei *B. biguttatum* war sie nicht mit der Sukzession nach der Umstellung korreliert. Sie wanderte in den Jahren in die Äcker ein, in denen sie auch in den Randbereichen häufig war. Vergleichbar mit *B. biguttatum* besiedelte *B. guttula* bevorzugt die Niederungen des Duvensee- und Mühlenbaches und die Umgebung der großen Sölle. Von dort drang sie in die angrenzenden Randbereiche der Äcker ein, war allerdings auch vereinzelt an entfernteren Stellen zu finden, da sie gut flugfähig ist.

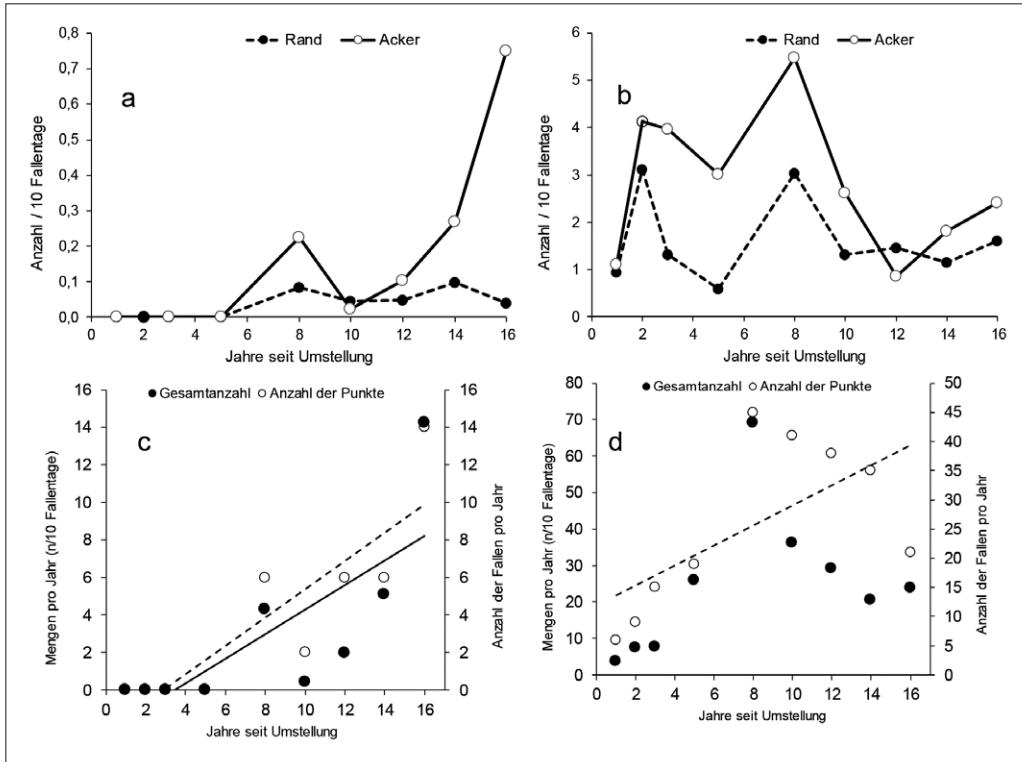


Abb. 17: Mittlere Mengen in Randbereich und Acker von *Bembidion obtusum* (a) und *B. tetricolum* (b) sowie die Beziehung der Gesamtmenge bzw. Anzahl der Fallenpunkte mit Nachweisen von *Bembidion obtusum* (c) und *B. properans* (d).

Bembidion lampros

Im Gegensatz zu den beiden vorgenannten Arten ist *B. lampros* in Schleswig-Holstein eine typische Art der Äcker auf lehmig-sandigen Böden, kommt aber auch im intensiv genutzten Grünland vor (Irmler und Gürlich 2004). Nach den Zeigerwerten liegen ihre Präferenzen für fast alle Umweltparameter im mittleren Bereich. Sie meidet aber torfige Niedermoorböden. Auf den Untersuchungsflächen präferierte die Art signifikant die Äcker (Abb. 16). Dort kam sie mit $1,15 \pm 1,12$ Ind. FT⁻¹⁰ deutlich häufiger vor als in den Randbereichen mit $0,34 \pm 0,31$ Ind. FT⁻¹⁰ (U-Test: $p = 0,05$). Eine Abhängigkeit der Mengen von den jährlichen Niederschlägen konnte nicht nachgewiesen werden. Dagegen profitiert sie als typische Art der Äcker von der Umstellung auf ökologischen Landbau. Auf den Äckern nahmen sowohl die Gesamtmenge im Laufe der Sukzession ($M = 17,06$ J^{-24,03}; $p < 0,001$) als auch die besiedelte Fläche ($F = 6,1$ J^{-2,5}; $p < 0,001$) signifikant zu. Damit stieg die Menge der Art im Laufe der Sukzession jährlich um 17 Tiere/BF und wurde in sechs zusätzlichen Fallen auf den Äckern gefunden.

Während der Phase mit konventioneller Bewirtschaftung trat sie nur sehr sporadisch auf. Dies kommt auch darin zum Ausdruck, dass sie im nördlichen Bereich, der als erstes umgestellt wurde, am häufigsten gefunden wurde (Abb. 18). Nach 15 Jahren war die Art auf allen untersuchten Äckern stetig vorhanden. Die südlichen Äcker wurden aber erst später im Laufe der Sukzession aus den nördlichen, früher umgestellten Äckern neu besiedelt. Interessant ist in diesem Zusam-



Abb. 18: Verbreitung von *Bembidion lampros* (links) und *B. obtusum* (rechts). Zusammenhängende oder besonders starke Siedlungsbereiche sind grau hervorgehoben.

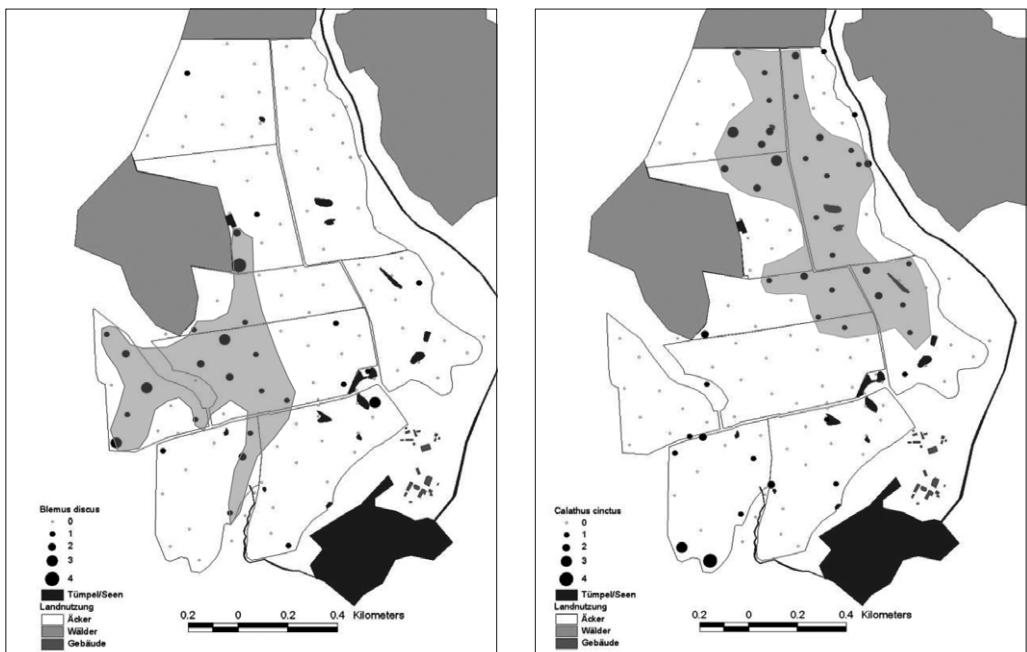


Abb. 19: Verbreitung von *Blemus discus* (links) und *Calathus cinctus* (rechts). Zusammenhängende oder besonders starke Siedlungsbereiche sind grau hervorgehoben.

menhang, dass auch die Randbereiche von der zunehmenden Populationsgröße auf den Äckern profitierten, da auch dort eine ansteigende Menge im Laufe der Sukzession festzustellen war ($p < 0,001$).

Bembidion obtusum

B. obtusum wird, ähnlich wie *B. lampros*, in Schleswig-Holstein als Art der Äcker auf lehmig-sandigen Böden eingestuft, die auch im Grünland noch vorkommen kann. Bei der Art wird aber das vermehrte Vorkommen auf kleinfächigen Äckern betont (Irmler und Gürlich 2004). Auf den Untersuchungsflächen auf Hof Ritzerau war *B. obtusum* demnach mit $0,27 \pm 0,28$ Ind. FT^{-10} auf den Ackerstandorten häufiger zu finden als in den Randbereichen mit $0,06 \pm 0,06$ Ind. FT^{-10} (Abb. 17). Dieser Unterschied war allerdings wegen der hohen Standardabweichung nicht signifikant. Die hohe Varianz war Folge der Einwanderung der Art im Laufe der Sukzession. Sie trat erstmals 2008 im Untersuchungsgebiet auf. Hierbei handelte es sich der Fundsituation folgend wahrscheinlich um eingeflogene einzelne Tiere. Im Gebiet westlich der zentralen großen Sölle konnte sich *B. obtusum* dauerhaft etablieren und von dort in die anliegenden Ackerbereiche ausbreiten (Abb. 18).

Diese Populationsentwicklung lässt sich eindeutig auf die Umstellung auf ökologischen Landbau zurückführen. Sowohl die Gesamtmenge auf dem Acker ($M = 0,65$ J – 2,27; $p = 0,001$) als auch die besiedelte Fläche ($F = 0,75$ J – 2,16; $p < 0,001$) stieg im Laufe der Sukzession an, wobei die Besiedlung erst relativ spät, fünf Jahre nach Umstellung, im südlichen Bereich erfolgte. Dieses Populationsverhalten ist erstaunlich, da *B. obtusum* eine Art mit hauptsächlicher Aktivität in den Wintermonaten ist, in denen auch im konventionellen Landbau kaum Bodenbearbeitung oder Pestizideinsatz stattfinden. Daher ist zu vermuten, dass die Reaktion auf das Management im konventionellen Landbau hauptsächlich auf die Sensibilität der Larven zurückzuführen ist.

Bembidion properans

Nach Irmler und Gürlich (2004) ist *B. properans* im übrigen Schleswig-Holstein eine typische Art des frischen bis trockenen Grünlandes, die auch in Äcker eindringt. Im Untersuchungsgebiet von Hof Ritzerau kommt die Art auf den Äckern und in den Randbereichen etwa in gleichen Mengen vor (Mittel: ca. $0,2 - 0,3$ Ind. FT^{-10}). Eine positive Entwicklung der Art aufgrund der Umstellung auf ökologischen Landbau zeigte sich zumindest bei der besiedelten Fläche. So stieg die Anzahl der Bodenfallen mit positiven Nachweisen im Laufe der Sukzession an ($F = 1,7$ J + 11,9; $p = 0,02$), wenngleich mit starker Varianz (Abb. 17). Bei der räumlichen Verteilung fällt außerdem die Konzentration von Nachweisen im nördlichen Bereich der Ackerflächen auf, der als erste umgestellt wurde, während auf den zuletzt umgestellten Flächen im südöstlichen Bereich nur weniger, jüngere Nachweise möglich waren.

Bembidion tetracolum

Auch wenn die Art in Schleswig-Holstein allgemein charakteristisch für offene Standorte auf trocken-sandigen, salzfreien und basischen Böden ist, wird sie doch am häufigsten auf großflächigen Äckern gefunden (Irmler und Gürlich 2004). Auf den Flächen von Hof Ritzerau kam *B. tetracolum* an allen Standorten vor, war aber am häufigsten auf den Ackerflächen mit $2,82 \pm 1,51$ Ind. FT^{-10} , während sie in den Randbereichen nur mit $1,62 \pm 0,88$ Ind. FT^{-10} auftrat (Abb. 17). Die Art war schon während der Phase des konventionellen Anbaus überall auf den Äckern und in den

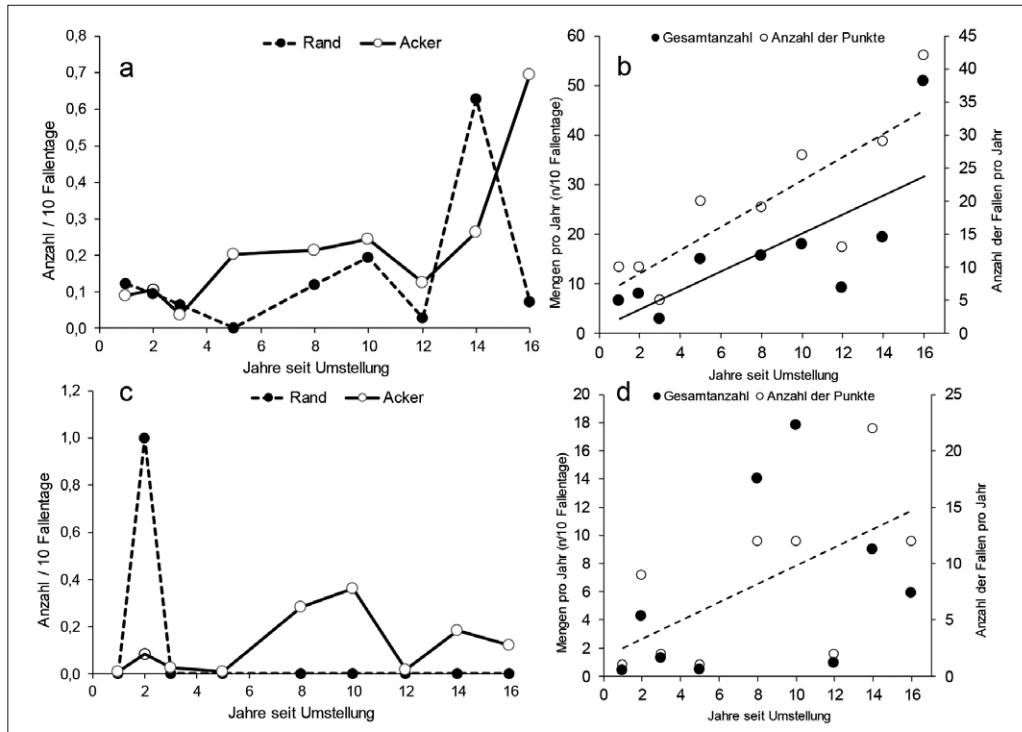


Abb. 21: Verbreitung von *Calathus fuscipes* (links) und *Calosoma maderae* (rechts). Zusammenhängende oder besonders starke Siedlungsbereiche sind grau hervorgehoben.

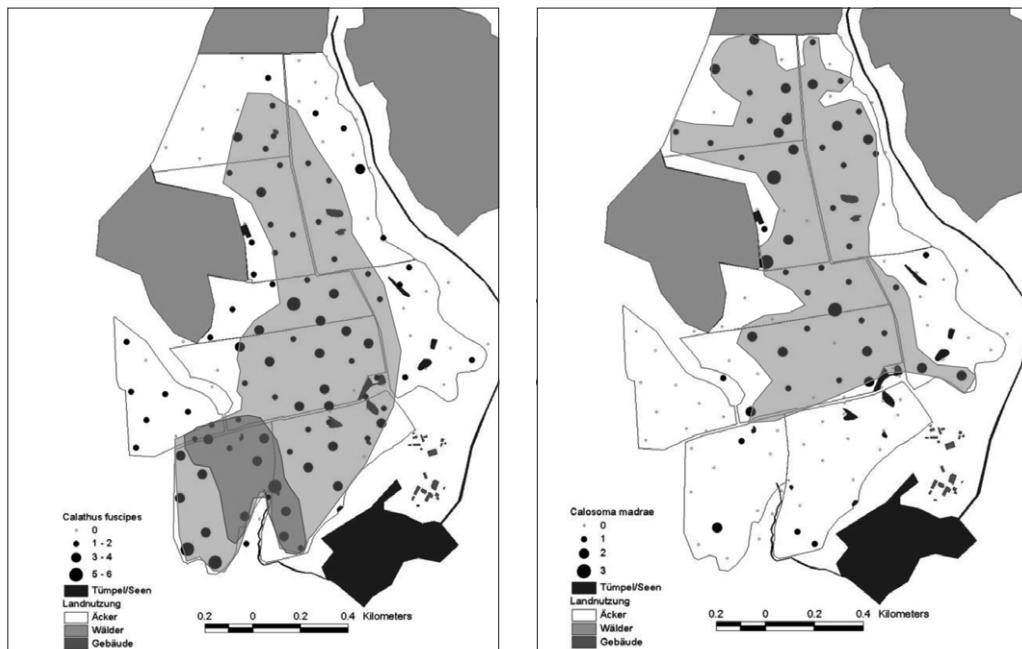


Abb. 21: Verbreitung von *Calathus fuscipes* (links) und *Calosoma maderae* (rechts). Zusammenhängende oder besonders starke Siedlungsbereiche sind grau hervorgehoben.

Randbereichen häufig vertreten. Sie konnte nicht vom Umbau auf ökologischen Landbau profitieren, zeigte aber eine signifikante Korrelation mit den Niederschlägen des Vorjahres ($M = 0,02$ NS – 8,2; $p < 0,001$), was insbesondere für die Population auf dem Acker galt. Dies bedeutet, dass die Menge je 100 ml zusätzlichem NS des Vorjahres um 2 Ind. FT^{-10} ansteigt.

Blemus discus

Nach Irmler und Gürlich (2004) ist *B. discus* eine Art, die in Schleswig-Holstein fast ausschließlich auf lehmigen bis sandigen Äckern vorkommt. Sie wird als mesohygrphil und azidophob eingestuft. Auch auf den Flächen von Hof Ritzerau war *B. discus* fast ausschließlich auf den Äckern zu finden. Nur einmal wurde sie auch in einer Bodenfalle im Randbereich erfasst. Der Unterschied von $0,17 \pm 0,11$ Ind. FT^{-10} im Acker und $0,06 \pm 0,17$ Ind. FT^{-10} in den Randbereichen war signifikant (U-Test: $p = 0,006$). Eine Korrelation mit den jährlichen Niederschlägen wurde nicht festgestellt. Außerdem war auch keine Förderung durch den ökologischen Landbau zu erkennen. Während der Sukzession fiel anfänglich die Gesamtmenge, stieg aber in den letzten Jahren wieder stark an und war 2016 höher als in allen übrigen Jahren. Es bleibt unklar, wodurch die Menge von *B. discus* beeinflusst wird. Die Verbreitung der Art konzentrierte sich auf den südwestlichen Bereich (Abb. 19). Im Norden und Osten fehlt sie dagegen fast vollständig. Dies könnte mit der Verteilung der Böden zusammenhängen. Im südwestlichen Bereich konzentrierten sich die Braunerden, in denen die Böden als Sand über Lehm oder lehmiger Sand vorliegen (Reiß et al. 2008), während sie im Norden und Osten sandiger sind. Dies unterstreicht die Charakterisierung der Standorte der Art für das übrige Schleswig-Holstein.

Calathus cinctus

Obwohl über die ökologischen Ansprüche der Art wenig Informationen vorliegen, wurde sie im südlichen Schleswig-Holstein häufig auf Äckern festgestellt (Irmler und Gürlich 2004). Auch auf Hof Ritzerau war sie auf den Äckern mit $0,10 \pm 0,11$ Ind. FT^{-10} häufiger als in den Randbereichen mit $0,07 \pm 0,10$ Ind. FT^{-10} ; allerdings war der Unterschied nicht signifikant. Es konnte zwar eine Beziehung zum Niederschlag gefunden werden ($M = 0,001$ NS – 0,53; $p = 0,007$), die Sukzession zeigte jedoch eine negative Beziehung zwischen der Gesamtmenge auf den Äckern und den Jahren nach der Umstellung auf ($M = -0,04$ J + 7,15; $p = 0,04$). Demnach reagierte *C. cinctus* negativ auf die Umstellung auf den ökologischen Landbau. Die Art war sehr ungleich auf den Äckern verteilt (Abb. 19). Sie kam hauptsächlich im nordöstlichen Bereich vor, wo Parabraunerden mit sandigen Böden vorherrschen (Reiß et al. 2008).

Calathus fuscipes

Die Art wird von Irmler und Gürlich (2004) als charakteristisch für offene, sandige Standorte ohne Salzeinfluss eingestuft. Sie ist in Schleswig-Holstein vor allem auf trocken-sandigen Äckern häufig, dringt aber auch ins Grünland ein. Dementsprechend war *C. fuscipes* auf den Flächen des Hof Ritzerau auf den Äckern mit $0,22 \pm 0,19$ Ind. FT^{-10} häufiger als in den Randbereichen mit $0,15 \pm 0,19$ Ind. FT^{-10} . Dieser Unterschied war gleichwohl nicht signifikant (Abb. 20). Es wurde keine Korrelation mit den jährlichen Niederschlägen gefunden. Allerdings profitierte die Art deutlich von der Umstellung auf ökologischen Landbau. Sowohl die Gesamtmenge auf dem Acker ($M = 1,9$ J + 0,9; $p = 0,03$) als auch die besiedelte Fläche ($F = 1,76$ J + 5,56; $p < 0,001$) nahm im Laufe der Sukzession signifikant zu. Damit stieg die Gesamtmenge auf den Äckern durch-

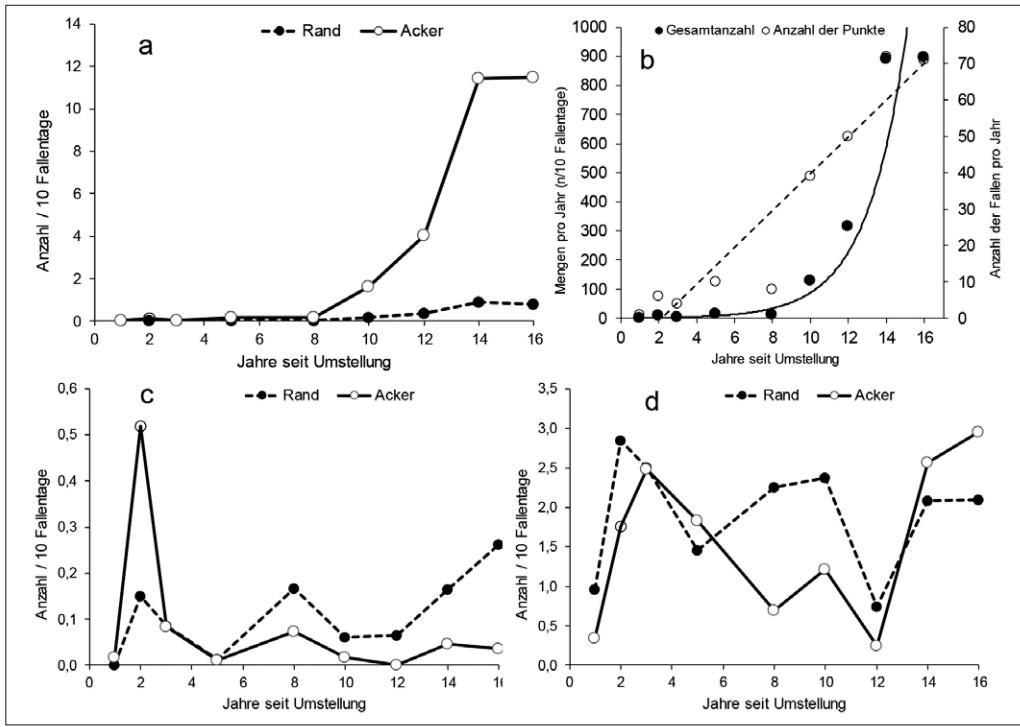


Abb. 22: Mittlere Mengen in Randbereich und Acker, die Beziehung der Gesamtmenge bzw. Anzahl der Fallenpunkte mit Nachweisen von *Carabus auratus* (a, b), sowie mittlere Mengen im Randbereich und Acker von *C. coriaceus* (c) und *C. granulatus* (d).

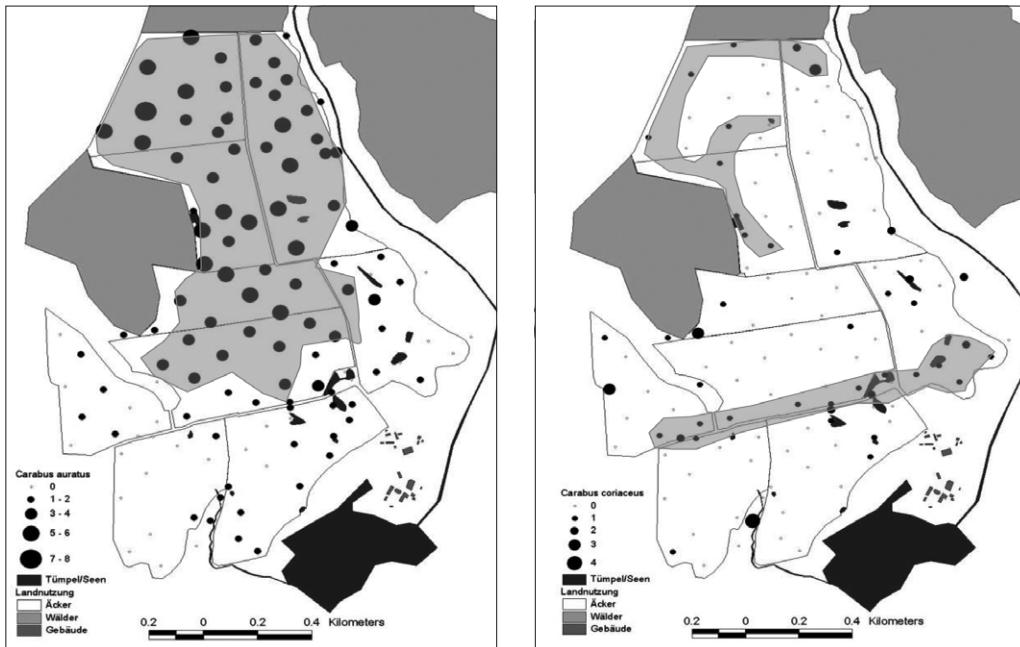


Abb. 23: Verbreitung von *Carabus auratus* (links) und *C. coriaceus* (rechts). Zusammenhängende oder besonders starke Siedlungsbereiche sind grau hervorgehoben.

schnittlich um fast zwei Tiere und die besiedelte Fläche um fast zwei zusätzliche Fallen pro Jahr. Die Art war bereits unter konventionellem Anbau auf den Ackerflächen vorhanden, besiedelte aber nur den südwestlichen Hangbereich mit hoher Sonneneinstrahlung (Abb. 21). Im Laufe der Sukzession breitete sie sich über fast die gesamte Ackerfläche aus, mied aber die waldnahen Bereiche im Norden.

Calosoma maderae

C. maderae galt bis vor einigen Jahrzehnten als ausgestorben in Schleswig-Holstein. Die Art wird aber seit ca. 30 Jahren wieder auf ökologisch bewirtschafteten Äckern gefunden. Nach Irmler und Gürlich (2004) ist es eine xerophile, aber nicht psammophile Art. Auch auf Hof Ritzerau ist *C. maderae* eine charakteristische Art der Äcker mit $0,12 \pm 0,13$ Ind. FT⁻¹⁰ auf den Äckern und nur einmal in einer Randfalle aufgefunden worden (Abb. 20). Da die Art gut fliegen kann, zeigte sie hohe Fluktuationen, je nach der Menge von Schmetterlingslarven, ihrer präferierten Nahrung. Sie trat erstmals im nördlichen Bereich auf, der im Jahr 2002 zuerst umgestellt wurde. Die Art konnte sich im Laufe der Sukzession fast über die gesamte Fläche ausbreiten, konzentrierte sich aber auf den Flächen mit hohem Sandanteil auf Parabraunerde im zentralen Bereich (Abb. 21). Die Art profitiert vom ökologischen Landbau, da die besiedelbare Fläche im Laufe der Sukzession signifikant zunahm ($F = 0,81$ J + 1,7; $p = 0,04$).

Carabus auratus

C. auratus ist nach Irmler und Gürlich (2004) eine typische Art der Äcker, die außerdem noch im frischen Grünland nachgewiesen wurde. Auf lehmigen Ackerböden ist sie in Schleswig-Holstein am häufigsten. Ihre ökologischen Ansprüche werden mit offenen Standorten auf mineralischen und basischen Böden beschrieben. Auch auf Hof Ritzerau präferierte sie signifikant die Ackerstandorte mit $3,23 \pm 4,84$ Ind. FT⁻¹⁰, während sie in Randstandorten nur mit $0,26 \pm 0,37$ Ind. FT⁻¹⁰ festgestellt wurde (Abb. 22). Die Art gilt als Indikator für ökologischen Landbau, da sie auch im übrigen Schleswig-Holstein fast ausschließlich auf ökologisch bewirtschafteten Äckern vorkommt. Auch auf Hof Ritzerau ließ sich die Förderung durch den ökologischen Landbau belegen. Die Art kam ursprünglich auf den Ackerflächen unter konventioneller Bewirtschaftung nicht vor. Sie wurde 2001 im nördlichen Bereich mit wenigen Tieren ausgesetzt (Schröter 2010), so dass der natürliche Einwanderungsprozess nicht analysiert werden konnte. Bis zum Jahr 2008 war die Art auf dem Acker zwar in steigender Anzahl, aber nur in niedriger Populationsstärke vorhanden. Dann nahm die Gesamtmenge auf dem Acker zu. In den letzten beiden Jahren war sie mit durchschnittlich 12 Ind. FT⁻¹⁰ an allen Ackerstandorten vertreten. Die Menge auf den Äckern folgte einer exponentiellen Steigung ($M = 0,32$ J 2,64, $p < 0,001$), während die Zunahme der besiedelten Fläche linear anstieg ($F = 5,08$ J -11,09, $p < 0,001$). Zwölf Jahre nach der Umstellung war die gesamte Ackerfläche bis auf die südwestlichen Bereiche besiedelt. Der Beginn der Besiedelung begann im nördlichen Bereich, der bereits 2002 umgestellt war, obwohl die Tiere 2001 im zentralen Bereich ausgesetzt worden waren (Abb. 23). Von dort breitete sich *C. auratus* nach Süden aus, war dort aber erst in den letzten Jahren zu finden. Interessant ist, dass auch die Randbereiche von der positiven Entwicklung auf dem Acker profitierten, da in ihnen ab 2010/12 ebenfalls eine deutliche Steigerung der Menge festzustellen war. Die Äcker scheinen daher jetzt als Quelle für das Umland zu dienen.

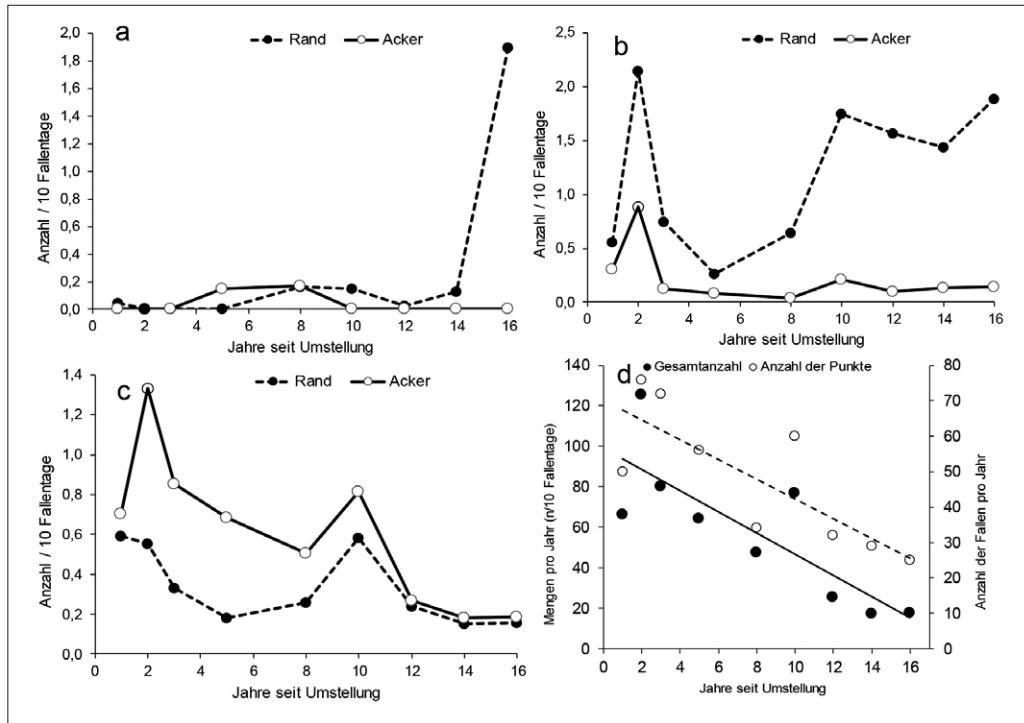


Abb. 24: Mittlere Mengen in Randbereich und Acker von *Carabus nemoralis* (a) und *C. hortensis* (b), Mengen in Randbereich und Acker (c), sowie die Beziehung der Gesamtmenge bzw. Anzahl der Fallenpunkte mit Nachweisen von *Clivina fassor* (d).

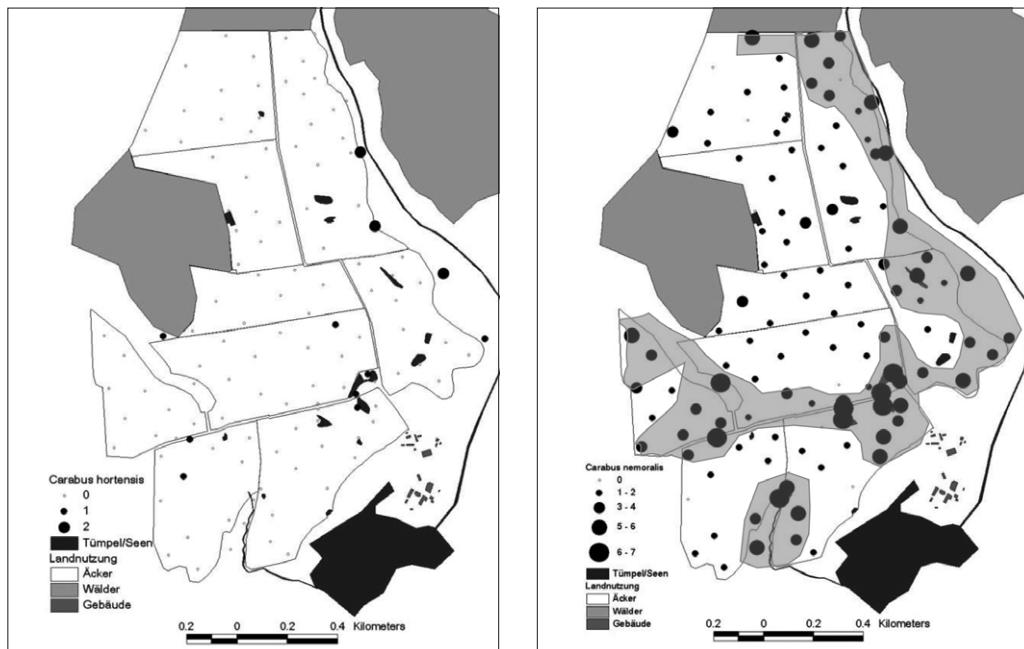


Abb. 25: Verbreitung von *Carabus hortensis* (links) und *C. nemoralis* (rechts). Zusammenhängende oder besonders starke Siedlungsbereiche sind grau hervorgehoben.

Carabus coriaceus

C. coriaceus wird von Irmler und Gürlich (2004) als ubiquitäre Waldart eingestuft. Nach ihren Untersuchungen besitzt die Art auch hinsichtlich der Baumberdeckung eine weite Toleranz. Dieses Verhalten unterstützen auch die Vorkommen auf den untersuchten Flächen auf Hof Ritzerau. Die Randfallen wiesen mit $0,11 \pm 0,08$ Ind. FT⁻¹⁰ keine signifikant höheren Mengen auf als die Ackerfallen mit $0,09 \pm 0,16$ Ind. FT⁻¹⁰ (Abb. 22). Insgesamt war die Art zu Beginn unter konventioneller Bewirtschaftung häufiger als später unter ökologischer (Abb. 23). In den Jahren unter ökologischer Bewirtschaftung war die Art auch in den Randbereichen signifikant häufiger als auf dem Acker (U-Test: $p = 0,03$). Sie wird also durch die ökologische Bewirtschaftung aus dem Acker verdrängt. Zeitweise war sie nicht mehr im Acker vertreten, wanderte aber immer wieder aus den randlichen Wäldern und Knicks ein, so dass die abnehmende Tendenz unter ökologischer Bewirtschaftung nicht signifikant war.

Carabus granulatus

C. granulatus ist in Schleswig-Holstein eine charakteristische Art auf feuchten, basischen Standorten (Irmler und Gürlich 2004). Sie ist hauptsächlich in feuchten Wäldern und im Grünland vertreten. Diese weite ökologische Spanne macht sich auch in den Untersuchungen auf Hof Ritzerau bemerkbar. Dort war die Art in den Randbereichen mit $1,93 \pm 0,72$ Ind. FT⁻¹⁰ nicht signifikant häufiger als auf den Äckern mit $1,57 \pm 1,00$ Ind. FT⁻¹⁰ (Abb. 22). Mit den jährlichen Niederschlagsmengen ließ sich keine signifikante Beziehung herstellen, was die mesohygrophile Einstufung durch Irmler und Gürlich (2004) unterstreicht. Zuerst stieg die Menge der Art nach der Umstellung stark an, bevor sie zwischenzeitlich besonders auf dem Acker abnahm, um dann in den letzten Jahren wieder zuzunehmen. Eine Beziehung mit der Sukzession während des ökologischen Anbaus konnte nicht festgestellt werden. Die Populationsschwankungen bleiben daher rätselhaft. Sie sind möglicherweise mit Konkurrenzphänomenen zum größeren *C. auratus* zu erklären. Entsprechend der Präferenz für feuchte Standorte ist *C. granulatus* vor allem an den Ackerrändern zu den feuchten Senken innerhalb und außerhalb der Ackerbereiche häufiger als auf den höher gelegenen Flächen.

Carabus hortensis

Diese Art wird von Irmler und Gürlich (2004) ökologisch zu den Arten großer Wälder eingeordnet, die aber aufgrund ihrer Mobilität auch häufig außerhalb angetroffen wird. Diese ökologische Präferenz machte sich auch im Untersuchungsgebiet bemerkbar, wo sie im Acker mit $0,03 \pm 0,07$ Ind. FT⁻¹⁰ signifikant seltener (Abb. 24) als in den Randgebieten mit $0,27 \pm 0,51$ Ind. FT⁻¹⁰ war (U-Test: $p = 0,05$). Dementsprechend hat die Umstellung auf ökologischen Landbau keinen Einfluss auf die Menge der Art im Acker. Auch eine Beziehung zum Niederschlag konnte für die eher trockenliebende Art nicht gefunden werden. Auf der Untersuchungsfläche kam sie hauptsächlich entlang der Baumreihe oberhalb des Duvenseebaches sowie entlang des west-östlichen Knicks vor (Abb. 25). Auffällig ist, dass sie nicht aus den nördlichen Wäldern in die Äcker eindrang.

Carabus nemoralis

Nach Irmler und Gürlich (2004) gehört *C. nemoralis* zu den Arten trocken-sandiger Standorte, die aber bei allen ökologischen Parametern mittlere Werte präferiert und daher in Schleswig-Holstein euryök verbreitet ist. Zahlreiche Untersuchungen zeigen, dass sie lichte Wälder oder



Abb. 26: Verbreitung von *Carabus violaceus* (links) und *Clivina fossor* (rechts). Zusammenhängende oder besonders starke Siedlungsbereiche sind grau hervorgehoben.

Waldränder präferiert und ungern in Äcker eindringt (Bortmann 1996; Ranjha und Irmler 2014). Dadurch wird verständlich (Abb. 24), dass *C. nemoralis* im Untersuchungsgebiet die Randgebiete mit $1,22 \pm 0,68$ Ind. FT⁻¹⁰ gegenüber den Äckern mit $0,29 \pm 0,26$ Ind. FT⁻¹⁰ signifikant bevorzugte (U-Test: $p = 0,001$). Für die Art ließ sich eine signifikante Beziehung zwischen durchschnittlicher Menge auf den Äckern und dem jährlichen Niederschlag nachweisen ($M = 0,001$ NS $-0,8$; $p = 0,001$). Möglicherweise sucht die Art daher in niederschlagsreichen Jahren vermehrt die gegenüber Wäldern trockeneren Äcker auf. Eine Beziehung zur Sukzession auf den umgestellten Äckern konnte nicht nachgewiesen werden. Die Art hatte aber zu Beginn der Untersuchungen eine weitere Besiedlungsfläche in den konventionellen als später in den ökologisch umgestellten Äckern ($F = -1,5$ J + 37,9, $p = 0,05$). Dies passt zu der Präferenz beschatteter waldähnlicher Standorte, da die Anbaufrüchte unter konventioneller Bewirtschaftung dichter stehen als unter ökologischer. Generell war *C. nemoralis* auf der gesamten Untersuchungsfläche anzutreffen (Abb. 25). Besonders häufig war sie in den Randbereichen zum Duvenseebach, am nordöstlichen Waldrand und im Mühlenbachtal. Dies deutet darauf hin, dass die Art aus diesen Randbereichen in die übrigen Äcker eindrang.

Carabus violaceus

Die Art wird von Irmler und Gürlich (2004) zu Standorten in sandigen Wäldern geordnet, wird aber gelegentlich wegen ihrer hohen Mobilität auch außerhalb von Wäldern im Grünland, in Heiden und Dünen angetroffen. Im Untersuchungsgebiet auf Hof Ritzerau fand sie weder in den Randbereichen mit $0,12 \pm 0,14$ Ind. FT⁻¹⁰ noch auf den Äckern mit $0,09 \pm 0,13$ Ind. FT⁻¹⁰ optimale Lebensbedingungen. Da sie im Mittel eine Beschattung von 86 Prozent präferiert, kam sie wahrscheinlich nur in den nördlichen, nicht untersuchten Wäldern vor, von wo sie sich in die Äcker

ausbreitete (Abb. 26). Dafür spricht, dass sie in den waldnahen Bodenfallen des Gebietes zu finden ist, aber weder Knicks noch die übrigen Randstrukturen zur Ausbreitung nutzte.

Chlaenius nigricornis

Obwohl *C. nigricornis* eine Art des nassen Grünlandes in Schleswig-Holstein ist und als hygrophil und azidophob bewertet wird (Irmler und Gürlich 2004), war sie im Untersuchungsgebiet in den Randgebieten mit $0,16 \pm 0,20$ Ind. FT⁻¹⁰ nicht signifikant häufiger als auf dem Acker mit $0,10 \pm 0,10$ Ind. FT⁻¹⁰. Außerdem ließ sich trotz Hygrophilie keine positive Beziehung zur Höhe des jährlichen Niederschlages nachweisen. Ebenso war keine Beziehung zur Umstellung auf ökologischen Landbau während der Sukzession bemerkbar.

Clivina fossor

C. fossor ist nach Irmler und Gürlich (2004) in Schleswig-Holstein auf landwirtschaftlich genutzten Flächen häufiger als außerhalb. Sie wird als azidophob eingestuft, was wahrscheinlich die Präferenz landwirtschaftlicher Standorte erklärt. Auf Hof Ritzerau war sie ebenfalls auf den Äckern mit $0,61 \pm 0,38$ Ind. FT⁻¹⁰ signifikant häufiger (Abb. 24) als in den Randbereichen mit $0,34 \pm 0,19$ Ind. FT⁻¹⁰ (U-Test: $p = 0,05$). Obwohl die Art von Irmler und Gürlich (2004) als mesohygrophil angesehen wird, konnte eine signifikante Beziehung zum jährlichen Niederschlag (NS) festgestellt werden ($M = 0,03$ NS -0,9; $p = 0,02$). Dieser positiven Beziehung zum jährlichen Niederschlag entspricht eine negative Beziehung mit der Sukzession nach der Umstellung zum ökologischen Landbau. Sowohl die Menge ($M = 99 - 5,2$ J; $p < 0,001$) als auch die besiedelte Fläche ($F = 70,1 - 2,8$ J; $p < 0,001$) gingen nach der Umstellung signifikant zurück. Zusammen mit der positiven Reaktion auf die jährliche Niederschlagsmenge lässt sich schließen, dass das trockenere Mikroklima unter ökologischen Anbaubedingungen für diesen Rückgang verantwortlich sein kann. *C. fossor* kam trotzdem auf dem gesamten Ackerbereich häufig vor und mied nur die Niedermoortorfe in der Duvenseebachniederung und ihren Randbereichen (Abb. 26). Die Art war auf den trockeneren nördlichen Ackerbereichen weniger häufig als auf den frischeren Standorten im Südwesten des Gebietes, was ihre Präferenz für frische Standorte unterstreicht.

Demetrias atricapillus

D. atricapillus wurde im übrigen Schleswig-Holstein regelmäßig in kleinflächigen Äckern gefunden (Irmler und Gürlich 2004). Im Untersuchungsgebiet war kein Unterschied zwischen Randbereichen mit $0,16 \pm 0,17$ Ind. FT⁻¹⁰ und Äckern $0,14 \pm 0,13$ Ind. FT⁻¹⁰ zu finden (Abb. 27). Zwar war die Art bei hohen jährlichen Niederschlägen weniger häufig als in nassen Jahren; der Zusammenhang war statistisch jedoch nicht signifikant. Dagegen wurde die Art erkennbar durch den ökologischen Landbau gefördert. Sowohl die Menge ($M = 1,8$ J - 2,3; $p < 0,001$) als auch die besiedelte Fläche ($F = 2,5$ J - 1,6; $p < 0,001$) nahmen signifikant während der Sukzession nach der Umstellung zu (Abb. 27). Dies betraf nicht nur die Standorte auf den Äckern, sondern auch die der Randbereiche, was darauf hindeutet, dass letztere von der Entwicklung auf den Äckern profitierten. Die positive Reaktion auf den ökologischen Landbau wurde bereits von Irmler und Gürlich (2004) vermutet. Ursprünglich kam die Art unter konventionellem Anbau nur an zwei Standorten im südöstlichen Bereich vor. Von dort breitete sie sich aber im Laufe der Sukzession über die gesamte Ackerfläche aus: zunächst nach Südwesten und später auch nach Nordwesten, wo sie zurzeit ihre stärkste Verbreitung aufweist.

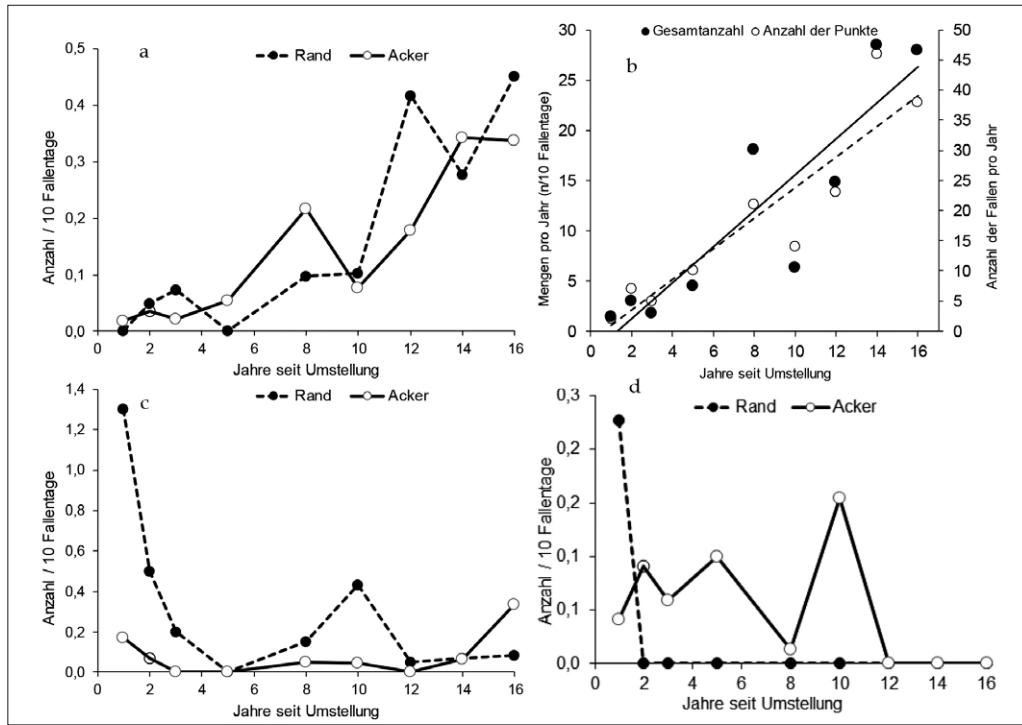


Abb. 28: Verbreitung von *Dyschirius globosus* (links) und *Harpalus distinguendus* (rechts). Zusammenhängende oder besonders starke Siedlungsbereiche sind grau hervorgehoben.

Dyschirius globosus

D. globosus kommt in Schleswig-Holstein zwar in fast allen Standorttypen vor, bevorzugt allerdings nasse Standorte auf torfigen Böden, so dass er als euhygrophil und tyrphophil eingestuft wird (Irmler und Gürlich 2004). Daher kam die Art wie zu erwarten auf den mineralischen Ackerböden nur vereinzelt (Abb. 27) vor und war dort mit $0,08 \pm 0,09$ Ind. FT⁻¹⁰ signifikant seltener als in den Randbereichen mit $0,32 \pm 0,39$ Ind. FT⁻¹⁰, wo auch torfige Böden zu finden sind (U-Test: $p = 0,05$). Gemäß seiner hygrophilen Ansprüche nahm *D. globosus* bei ansteigendem jährlichen Niederschlägen zu ($M = 0,002$ NS -0,98; $p = 0,05$). Damit lässt sich erklären, dass die Art auf dem Acker in nassen Jahren häufiger nachweisbar war bzw. anzutreffen sein wird als in trockenen. Ein Einfluss der Umstellung auf ökologischen Landbau war nicht vorhanden. Die Vorkommen von *D. globosus* konzentrierten sich entsprechend seiner hygrophilen und tyrphophilen Ansprüche auf die Niedermoortorfe in der Duvensee- und Mühlenbach-Niederung sowie um einige Sölle. Von dort drang die Art in nassen Jahren in angrenzende Ackerbereiche ein.

Harpalus affinis

Die Art gilt in Schleswig-Holstein als typisch für trocken-sandige Standorte auf basischen Böden, insbesondere sandigen Äckern, und wird als xerophile Art bezeichnet (Irmler und Gürlich 2004). Daher war sie auch im Untersuchungsgebiet signifikant häufiger (Abb. 29) auf den Äckern mit $3,37 \pm 2,14$ Ind. FT⁻¹⁰ als in den Randgebieten mit $0,38 \pm 0,31$ Ind. FT⁻¹⁰ (U-Test: $p = 0,005$). Entsprechend seiner xerophilen Ansprüche sank die Menge von *H. affinis* mit zunehmendem Niederschlag des Vorjahres. Trockene Jahre führen daher im kommenden Jahr zu höheren Mengen der Art. Dieser Zusammenhang war allerdings während der Untersuchung nicht signifikant ($M = 8,9 - 0,008$ NS; $p = 0,2$), was damit zusammenhängen könnte, dass *H. affinis* auch nachweisbar von der Umstellung auf ökologischen Landbau profitierte. Die Menge der Art während der Sukzession wurde daher sowohl von den Niederschlägen des Vorjahres als auch von der Zeit nach der Umstellung bestimmt. Die multivariate Regression war signifikant (Wilks' Lambda: 0,70, df_x: 2, df_y: 13; $p = 0,05$; $r^2 = 0,29$). Nach dieser Analyse war, wie erwähnt, der Einfluss der Niederschläge jedoch eben deutlich geringer als die Umstellungszeit. Während der Sukzession nahmen sowohl die Menge ($M = 17,8$ J + 32; $p = 0,001$) als auch die besiedelte Fläche ($F = 3,4$ J + 39, $p < 0,001$) signifikant zu. *H. affinis* war zwar schon unter konventioneller Landbewirtschaftung auf dem Acker vertreten, aber nur in geringen Mengen im zentralen Ackerbereich (Abb. 30). Von dort konnte sich die Art zunächst im Norden, da dieser Teil zuerst umgestellt wurde, und später auch in den Südwesten ausbreiten. Merkwürdigerweise blieb der Nordosten geringer besiedelt, was möglicherweise mit den Bodenverhältnissen zusammenhängt, da dort lehmige und tonige Böden verbreitet sind.

Harpalus distinguendus

Diese Art wird von Irmler und Gürlich (2004) nicht näher ökologisch charakterisiert, da sie insgesamt in Schleswig-Holstein selten ist und hauptsächlich im Südosten vorkommt. Es wird vermutet, dass sie eine psammophile Pionierart ist. Im Untersuchungsgebiet kam sie selten vor (Abb. 27), ohne dass eine Bevorzugung von Acker- oder Randgebieten festgestellt wurde (Acker: $0,05 \pm 0,05$ Ind. FT⁻¹⁰, Rand: $0,04 \pm 0,09$ Ind. FT⁻¹⁰). Ein Einfluss der jährlichen Niederschläge ließ sich ebenso wenig erkennen wie durch die Sukzession nach der Umstellung. Auf den Äckern nahmen zwar die Gesamtmenge und die besiedelte Fläche nach der Umstellung zu, da aber in den letzten Jahren keine Tiere mehr gefunden wurden, war diese Korrelation nicht signifikant. Im

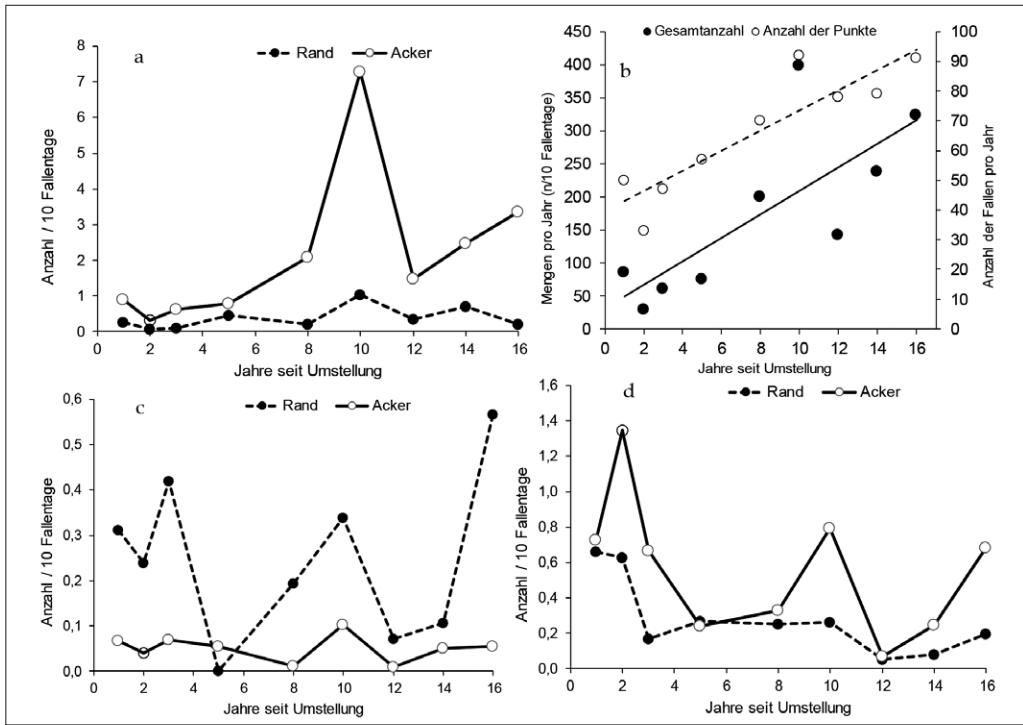


Abb. 29: Mittlere Mengen in Randbereich und Acker (a), Mengen und besiedelte Fläche (Fallenpunkte) im Acker (b) von *Harpalus affinis*, sowie Mengen in Randbereich und Acker von *Harpalus latus* (c) und *Harpalus rufipes* (d).

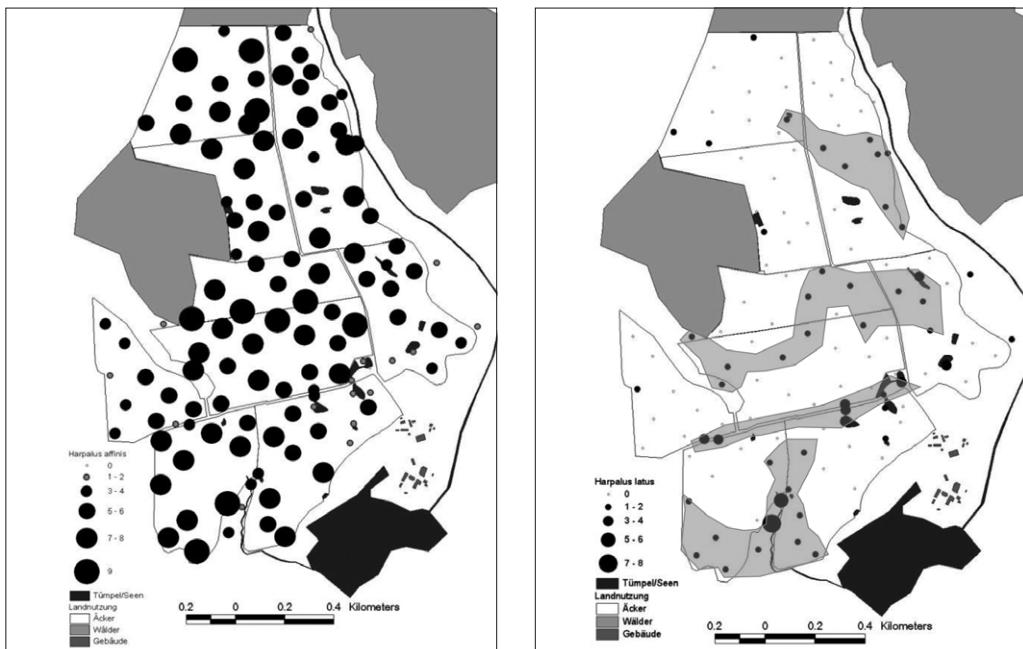


Abb. 30: Verbreitung von *Harpalus affinis* (links) und *Harpalus latus* (rechts). Zusammenhängende oder besonders starke Siedlungsbereiche sind grau hervorgehoben.

Untersuchungsgebiet besaß *H. distinguendus* keine einheitliche Besiedlungsfläche, was zusammen mit dem nur gelegentlichen Auftreten zeigt, dass er sporadisch aus der Umgebung in die Äcker einwanderte (Abb. 28).

Harpalus latus

H. latus ist nach Irmler und Gürlich (2004) eine euryöke Art, die in aber in Magerrasen am häufigsten ist. Sie wird zwar als xerophile Art bezeichnet, hat aber eine weite Toleranz. Im Untersuchungsgebiet war sie in den Randgebieten mit $0,25 \pm 0,18$ Ind. FT⁻¹⁰ signifikant häufiger (Abb. 29) als auf den Äckern mit $0,05 \pm 0,05$ Ind. FT⁻¹⁰ (U-Test: $p = 0,005$). Eine Beziehung zum jährlichen Niederschlag wurde ebenso wenig gefunden wie zur Zeit nach der Umstellung auf ökologischen Landbau. Nicht festgestellt wurde zudem ein einheitliches, zusammenhängendes Besiedlungsgebiet für die Art (Abb. 30). Am häufigsten trat sie im west-östlichen Knick auf. Möglicherweise war dies ihr refugialer Lebensraum im Gebiet, von dem sie in die angrenzenden Ackerbereiche eindrang. Wie die Vorkommen im nördlichen Bereich erkennen lassen, konnte sie überdies aber auch entweder aus anderen Bereichen eindringen oder große Distanzen überwinden.

Harpalus rubripes

Ebenso wie *H. latus* ist *H. rubripes* eine euryöke Art trocken-sandiger Standorte (Irmler und Gürlich 2004). Nach den Zeigerwerten wurde er als xerophil und eupammophil eingestuft. Im Untersuchungsgebiet kam er auf den Äckern mit $0,07 \pm 0,06$ Ind. FT⁻¹⁰ ebenso häufig vor wie in den Randgebieten mit $0,04 \pm 0,06$ Ind. FT⁻¹⁰ (Abb. 31). *H. rubripes* kam zwar in Übereinstimmung mit seiner Xerophilie in feuchten Jahren seltener vor als in trockenen, diese Beziehung war aber nicht signifikant. Demgegenüber nahm die Gesamtmenge der Art nach der Umstellung auf ökologischen Landbau auf den Äckern signifikant zu ($M = 0,17$ J + 0,58, $p = 0,04$).

Harpalus rufibarbis

Nach Irmler und Gürlich (2004) ist *H. (Ophonus) rufibarbis* euryök auf trockenen Standorten und weist eine weite Toleranz gegenüber vielen Umweltfaktoren auf. Dies kam auch im Untersuchungsgebiet zum Ausdruck, wo die Art auf dem Acker mit $0,14 \pm 0,25$ Ind. FT⁻¹⁰ nicht seltener war (Abb. 31) als in den Randgebieten mit $0,35 \pm 0,38$ Ind. FT⁻¹⁰. Es konnte eine positive Beziehung zu den jährlichen Niederschlägen des Vorjahres gefunden werden, wonach die Menge von *H. rufibarbis* größer wurde, je höher der Vorjahresniederschlag war ($M = 0,002$ NS -1,4; $p = 0,04$). Vor diesem Hintergrund muss wohl auch der Rückgang der besiedelten Fläche auf den Äckern gesehen werden, der im Laufe der Sukzession signifikant sank ($F = 0,79$ J + 10,8, $p = 0,016$). Für die Menge war diese Korrelation indes nicht signifikant, zumal auch in den Randbereichen die Schwankungen hoch waren. Ein zusammenhängender Besiedlungsbereich wurde nicht festgestellt. Wahrscheinlich wanderten die Tiere jährlich im Acker ein und die Vorkommen hingen vom Zufall ab (Abb. 32). Nur im Süden, westlich des zentralen Sollkomplexes, war die Art etwas häufiger. Sie wurde aber auch an allen anderen Söllen sporadisch festgestellt.

Harpalus rufipes

Im übrigen Schleswig-Holstein wurden die höchsten Mengen der Art auf sandigen Äckern gefunden (Irmler und Gürlich 2004). Nach den Zeigerwerten ist *H. rufipes* zwar xerophil, aber nicht

psammophil. Die Präferenz für Ackerstandorte trat auch im Untersuchungsgebiet auf, da *H. rufipes* dort mit $0,57 \pm 0,38$ Ind. FT⁻¹⁰ signifikant häufiger war (Abb. 29) als in den Randbereichen mit $0,28 \pm 0,21$ Ind. FT⁻¹⁰ (U-Test: $p = 0,05$). Die Präferenz für trockene Standorte kam indessen nicht in der Beziehung zum Niederschlag zum Ausdruck, da die Menge mit steigendem Jahresniederschlag sogar zunahm ($M = 0,003$ NS -1,4; $p = 0,002$). Eine Beziehung zur Sukzession nach der Umstellung auf ökologischen Landbau wurde ferner weder für die Menge noch für die besiedelte Fläche gefunden. Die Art war bereits unter konventionellem Anbau auf den Äckern häufig. Die Mengenfluktuationen wurden daher hauptsächlich durch die Niederschlagsmengen bestimmt. *H. rufipes* war fast auf der ganzen Ackerfläche gleichmäßig häufig; nur in den Randbereichen zu den Niederungen des Duvensee- und Mühlenbaches wurde er etwas seltener gefunden.

Harpalus signaticornis

Die Art kommt in Schleswig-Holstein zusammen mit *H. rufibarbis* auf sandigen Äckern vor (Irmler und Gürlich 2004). Sie wird als xero- und psammophil eingestuft. Im Untersuchungsgebiet war sie auf den Äckern mit $0,28 \pm 0,24$ Ind. FT⁻¹⁰ nicht häufiger als in den Randgebieten mit $0,32 \pm 0,37$ Ind. FT⁻¹⁰. Entsprechend der xerophilen Ansprüche nahm die Menge der Art mit steigendem Jahresniederschlag zwar ab, dieser Zusammenhang erwies sich aber nicht als signifikant. Möglicherweise trat bei *H. signaticornis* insgesamt eine stark schwankende Populationsdynamik auf, worauf die erst in den 1990er Jahren erfolgte Einwanderung hindeuten könnte. Weder die Menge noch die besiedelte Fläche zeigten Hinweise auf einen Einfluss der Umstellung auf ökolo-

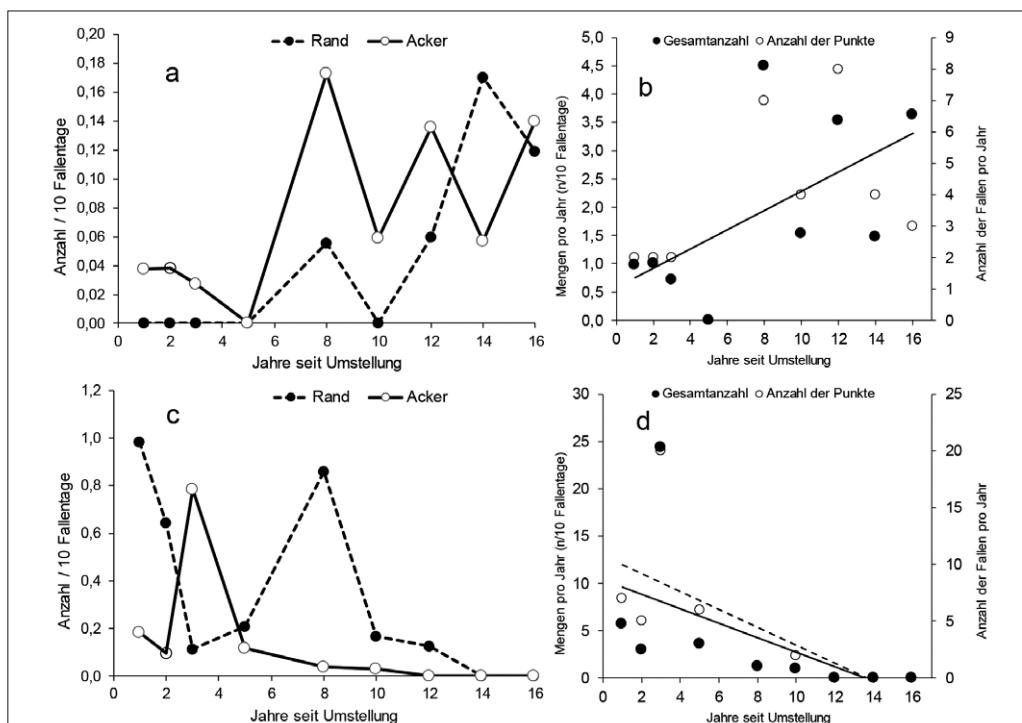


Abb. 31: Mittlere Mengen in Randbereich und Acker sowie Mengen und besiedelte Fläche (Fallenpunkte) im Acker von *Harpalus rubripes* (a, b) und *Harpalus rufibarbis* (c, d).

gischen Landbau (Abb. 33). Auch die Verteilung auf den Äckern ist gleichmäßig, aber gering und weist keine deutlich bevorzugten Bereiche auf.

Harpalus tardus

H. tardus besitzt ähnliche Umweltansprüche wie *H. rubripes* (Irmler und Gürlich 2004). Daher konnten ebenso wie dort keine Unterschiede zwischen Acker und Randbereichen festgestellt werden. Auf den Äckern lag die mittlere Menge bei $0,08 \pm 0,05$ Ind. FT^{-10} , in den Randbereichen bei $0,06 \pm 0,07$ Ind. FT^{-10} . Ebenso wenig wurde eine Beziehung zum jährlichen Niederschlag oder zur Sukzession nach der Umstellung auf ökologischen Landbau gefunden. Die Art schien zwei Besiedlungsbereiche auf den Äckern zu haben, einen nördlichen und einen südwestlichen (Abb. 33). Im Südwesten wurden die Ränder zu den anliegenden Grünlandflächen am häufigsten bediebt. Möglicherweise drang die Art aus diesen Quellgebieten sporadisch nach Nordosten vor. Im Norden lagen die häufigsten Bereiche in der Nähe eines kleinen Solls, das möglicherweise als Quellgebiet für die nördliche Population auf dem Acker diente.

Limodromus assimilis

Nach Irmler und Gürlich (2004) ist *L. assimilis* eine ubiquitäre Art der Wälder, die aber eine hohe Toleranz zur Baumbedeckung aufweist und am häufigsten in feuchten Erlenwäldern gefunden wurde. Im Untersuchungsgebiet traten daher die höchsten mittleren Mengen in den Randbereichen mit $2,61 \pm 4,18$ Ind. FT^{-10} auf (Abb. 34), während in den Äckern nur $0,31 \pm 0,45$ Ind. FT^{-10} erreicht wurden (U-Test: $p = 0,01$). Gemäß seiner Präferenz für feuchte Standorte wurde eine Zunahme der Menge mit steigenden jährlichen Niederschlägen des Vorjahres gefunden ($M = 0,03$ NS – 19,8; $p = 0,03$). Je 100 mm zusätzlichem jährlichen Niederschlag nahm die Art um ca. 3 Ind. BF^{-1} zu. Gleichzeitig reagierte *L. assimilis* auf die Umstellung auf ökologischen Landbau. Grund ist die, wenn auch wenig ausgeprägte, Sensibilität für fehlende Beschattung. Die Menge auf dem Acker sank mit zunehmendem Lichteinfluss am Boden während der Sukzession ($M = 59,1 - 4,58 J$; $p = 0,004$; $F = 43,4 - 3,13 J$; $p < 0,001$). Die multiple lineare Regression mit beiden Faktoren ergibt insgesamt ein Bestimmtheitsmaß von 54 Prozent. Allerdings war der Effekt der Sukzession nach der Umstellung signifikant höher als der Einfluss des Niederschlags. Möglicherweise war der Rückgang der Art im Laufe der Sukzession daher auf die zunehmende Trockenheit der Äcker durch geringere Vegetationsdichte bedingt – ein Zusammenhang, der sich in Jahren mit geringem Niederschlag noch verstärkte. Die Verbreitung auf dem Acker war eindeutig auf den südlichen Bereich konzentriert (Abb. 35). Da die nördlich angrenzenden Wälder wahrscheinlich zu trocken sind, drang die Art nicht aus diesen in die Äcker ein, sondern hauptsächlich aus dem west-östlichen Knick und dem großen baumbestandenen Sollgebiet an der Weggabelung.

Loricera pilicornis

Nach Irmler und Gürlich (2004) ist *L. pilicornis* eine weitgehend euryök Art, wenn sie auch in nassen und feuchten Wäldern und auf Äckern am häufigsten anzutreffen ist. Im Untersuchungsgebiet war sie auf den Äckern mit $0,67 \pm 0,64$ Ind. FT^{-10} signifikant häufiger (Abb. 34) als in den Randgebieten mit $0,16 \pm 0,13$ Ind. FT^{-10} (U-Test: $p = 0,01$). Entsprechend ihrer Präferenz für Feuchtigkeit nahm die Menge von *L. pilicornis* mit steigenden jährlichen Niederschlägen signifikant mit ca. 0,4 Ind. FT^{-10} je 100 mm Niederschlag zu ($M = 0,004$ NS – 2,1; $p = 0,003$). Ein signifikanter Einfluss der Umstellung auf ökologischen Landbau konnte dagegen nicht festgestellt

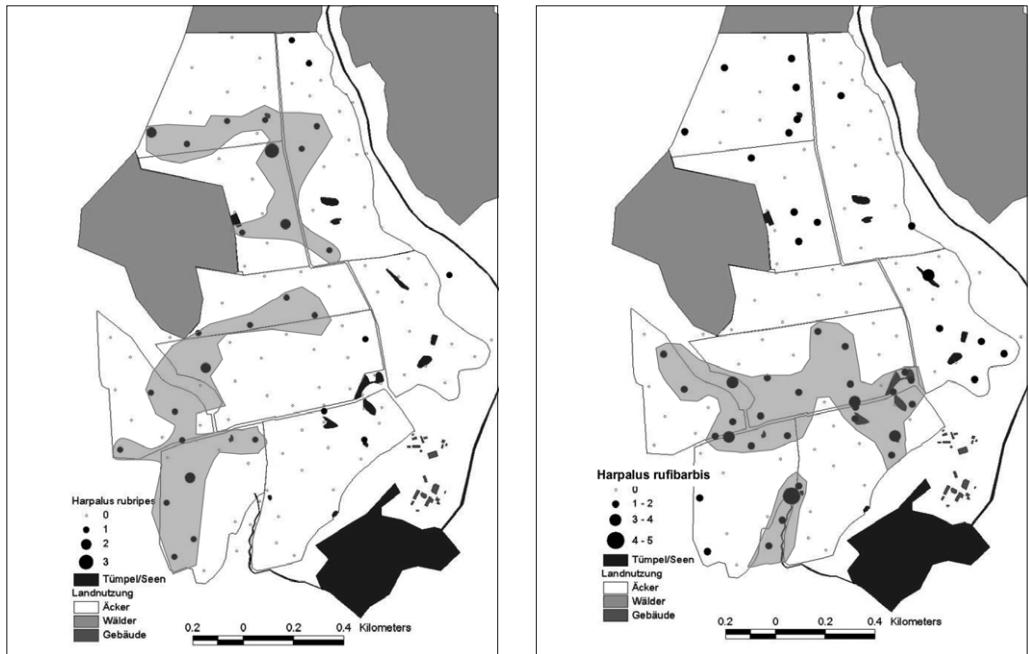


Abb. 32: Verbreitung von *Harpalus rubripes* (links) und *Harpalus rufibarbis* (rechts). Zusammenhängende oder besonders starke Siedlungsbereiche sind grau hervorgehoben.



Abb. 33: Verbreitung von *Harpalus signaticornis* (links) und *Harpalus tardus* (rechts). Zusammenhängende oder besonders starke Siedlungsbereiche sind grau hervorgehoben.

werden. Allerdings ergab der multiple lineare Test ($F = 9,11$; $df_1 = 2$, $df_2 = 13$) einen Einfluss sowohl des Niederschlags ($p = 0,02$) als auch der Sukzession ($p = 0,03$). Das Bestimmtheitsmaß für beide Faktoren summierte sich auf ca. 58 Prozent, wobei der Niederschlag mit ca. 40 Prozent den höheren Einfluss hatte. Die Mengen auf dem Acker wurden wahrscheinlich einerseits durch die zunehmende Trockenheit während der Sukzession bestimmt. Dies jedenfalls könnte einen anfänglichen Rückgang während der Anfangsphase erklären. Andererseits konnte die Art bei hohem Niederschlag trotz der zunehmenden standörtlichen Trockenheit nach der Umstellung die ökologischen Äcker besiedeln. *L. pilicornis* war im gesamten Gebiet häufig anzutreffen (Abb. 35). Nur in wenigen Bodenfallen war die Art nicht in jedem Jahr festzustellen, so dass keine Region auf den Untersuchungsflächen als präferierter Bereich angesehen werden kann.

Microlestes minutulus

Diese Art kann von Irmler und Gürlich (2004) aufgrund ihrer Seltenheit nicht näher ökologisch eingeordnet werden. Die bekannten Funde sprechen für Heliophilie, da sie offene, lückig bewachsene Böden, z. B. auf Sandmagerrasen, bevorzugt. Im Untersuchungsgebiet trat *M. minutulus* erst im Laufe der Sukzession nach fünf Jahren auf, blieb dann aber auf den Äckern konstant vertreten. Insgesamt waren die mittleren Mengen auf den Äckern mit $0,08 \pm 0,10$ Ind. FT^{-10} nicht höher als in den Randbereichen mit $0,10 \pm 0,17$ Ind. FT^{-10} (Abb. 36). Einen Einfluss der jährlichen Niederschläge konnte nicht nachgewiesen werden, wohl aber ein Einfluss der Sukzession nach der Umstellung auf ökologischen Landbau. Da die Art erst einige Jahre nach dem Beginn der Umstellung auftrat, war dieser Zusammenhang deutlich. Es nahm allerdings nicht die Menge zu, sondern nur die besiedelte Fläche ($F = 0,4$ J – 0,05; $p = 0,01$). Mit zunehmender Zeit in der Sukzession besiedelte die Art pro zehn Jahre etwa den Bereich von vier Bodenfallen zusätzlich. Aufgrund der Verbreitung im Untersuchungsgebiet ließ sich kein zusammenhängender Besiedlungsbereich ausmachen (Abb. 39). Die Art trat vielmehr an verschiedenen Stellen auf, ohne dort stabile Populationen aufzubauen. Dies spricht dafür, dass sie jedes Jahr als Pionierart erneut in das Gebiet einfliegt und dort, wo sie offene Stellen findet, verbleibt. Nach der Verbreitung scheint ein Quellgebiet der Art im Südwesten zu liegen, da sie von dort eine relativ stabile Besiedlungsfläche erreichte. Ein anderes Quellgebiet liegt wahrscheinlich im Norden.

Nebria brevicollis

Nach Irmler und Gürlich (2004) ist *N. brevicollis* eine euryöke Art, die in Schleswig-Holstein zwar im frischen Grünland am häufigsten ist, aber in fast allen Standorttypen vorkommt. Diese geringe Spezifität kam im Untersuchungsgebiet auch dadurch zum Ausdruck, dass sich die Mengen auf den Äckern mit $0,67 \pm 0,34$ Ind. FT^{-10} nicht signifikant von den Randgebieten mit $1,04 \pm 0,55$ Ind. FT^{-10} unterschieden (Abb. 37). Seine geringe Präferenz frischer Standorte wurde durch die signifikante Zunahme der Menge auf den Äckern mit zunehmender Jahresniederschlagssumme dokumentiert ($M = 0,005$ NS – 2,9; $p = 0,004$). Die Art kann demnach in feuchten Jahren den Acker eher besiedeln als in trockenen. Eine Förderung durch den ökologischen Landbau konnte nicht festgestellt werden. *Nebria brevicollis* war im gesamten Untersuchungsgebiet sowohl auf den Ackerflächen als auch in den Randgebieten verbreitet (Abb. 38). Sie schien Schwerpunkte im nördlichen und zentralen Ackerbereich sowie im Südwesten zu haben.

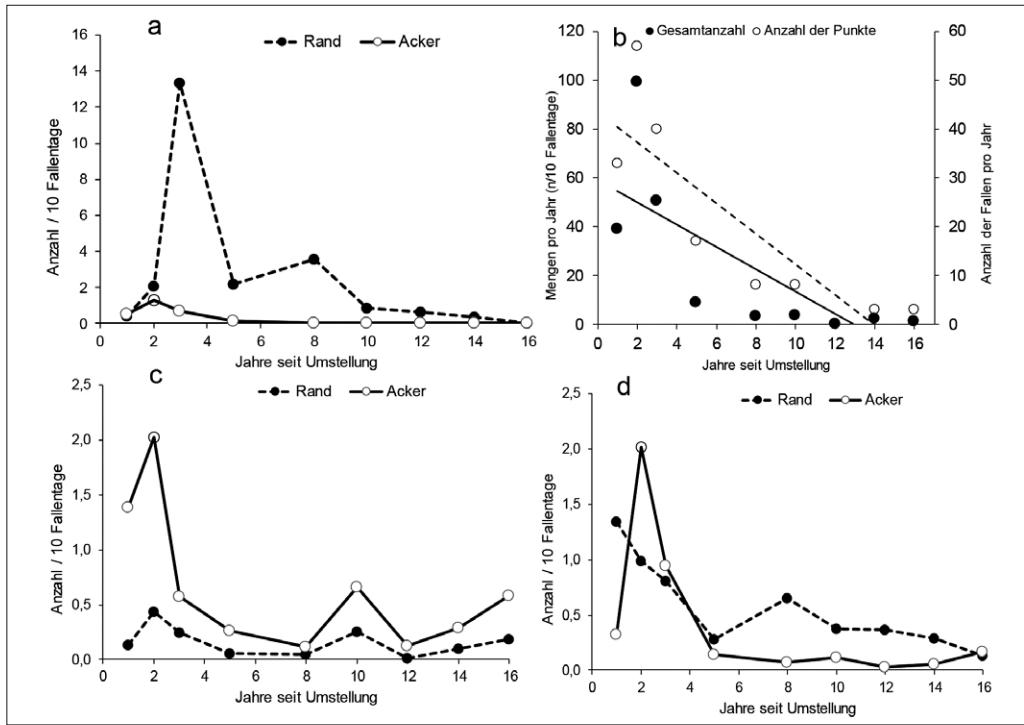


Abb. 35: Verbreitung von *Limodromus assimilis* (links) und *Loricera pilicornis* (rechts). Zusammenhängende oder besonders starke Siedlungsbereiche sind grau hervorgehoben.

Nebria salina

Im Gegensatz zu *N. brevicollis* wird *N. salina* von Irmler und Gürlich (2004) als Art der trocken-sandigen Standorte bezeichnet, wobei der Sandgehalt des Bodens wahrscheinlich der wichtigere Faktor ist. Im Untersuchungsgebiet sind die Mengen auf den Äckern mit $1,05 \pm 1,35$ Ind. FT⁻¹⁰ nicht signifikant verschieden von den Mengen in den Randgebieten mit $1,21 \pm 1,25$ Ind. FT⁻¹⁰. *Nebria salina* wanderte etwa acht Jahre nach der Umstellung auf ökologischen Landbau in die Äcker ein (Abb. 37). Davor war sie nur sehr selten und nicht dauerhaft sowohl auf den Äckern als auch in den Randgebieten vertreten. Danach stieg die Individuenmenge jedoch exponentiell. *N. salina* wurde demnach deutlich durch den ökologischen Anbau gefördert. Dies betraf nicht nur die Gesamtmenge auf den Äckern, sondern auch die besiedelte Fläche.

Es scheint, dass *N. salina* zunächst die Äcker besiedelte und von dort aus in die Randgebiete eindrang, da sie zuerst 2008 auf den Äckern auftrat und erst später (2012) auch in den Randgebieten. Nachdem sich die Population etabliert hatte, war sie in beiden Bereichen sehr stark vertreten und im Jahr 2016 gegenüber *N. brevicollis* deutlich dominant. In diesem Jahr standen den 2,6 Ind. FT⁻¹⁰ von *N. salina* nur 0,4 Ind. FT⁻¹⁰ von *N. brevicollis* gegenüber. *Nebria salina* war 15 Jahre nach der Umstellung in weiten Teilen der Äcker vorhanden. Am häufigsten war sie im südwestlichen und zentralen Teil vorhanden. Von dort schien sie sich nach Norden auszubreiten. Im ganzen Norden und Osten der Äcker fehlt sie aber nach 15 Jahren noch immer, obwohl die Umstellung auf ökologischen Landbau im Norden begonnen hatte.

Notiophilus biguttatus

In Schleswig-Holstein wird die *N. biguttatus* als ubiquitäre Art der Wälder bezeichnet, die eine hohe Toleranz gegen Baumberdeckung hat und auch in Wäldern offene Stellen bevorzugt (Irmler und Gürlich 2004). Daher wird die Art im Untersuchungsgebiet sowohl in den Randgebieten als auch den Äckern häufig angetroffen. Sie war zwar in den Randbereichen mit $0,58 \pm 0,40$ Ind. FT⁻¹⁰ etwas häufiger und stetiger als in den Äckern mit $0,43 \pm 0,66$ Ind. FT⁻¹⁰ beobachtbar, mit $p = 0,09$ (U-Test) aber ohne signifikanten Unterschied. Die Menge stieg mit zunehmender Jahresniederschlagssumme, der Zusammenhang war aber ebenfalls nicht signifikant. Außerdem wurde kein Einfluss der Umstellung auf ökologischen Landbau gefunden. Insgesamt sank die Menge sowohl in den Randbereichen als auch auf den Äckern seit Beginn der Umstellung. *N. biguttatus* ist fast auf dem gesamten Acker vertreten (Abb. 39). Trotzdem ließen sich drei Zentren mit jährlich stetigem Auftreten ausmachen. Diese lagen einmal um den zentralen Sollkomplex an der Weggabelung, nordwestlich davon am Forst Fuchsberg und ganz im Norden in der Baumreihe entlang des Duvenseebachtals. Wahrscheinlich lagen hier die Quellbereiche, von denen aus *N. biguttatus* jährlich die Äcker wiederbesiedelte. Dazwischen lagen jeweils kleine Bereiche, in denen die Art nie gefunden wurde.

Notiophilus palustris

Nach Irmler und Gürlich (2004) ist *N. palustris* in Schleswig-Holstein eine euhygrophile Art auf Torfböden. Daher kann sie im Untersuchungsgebiet nur gelegentlich erwartet werden. Wahrscheinlich bestanden kleine Populationen im Niedermoor des Duvenseebaches und auf den torfigen Böden am Mühlenseebach, wo die Art mit mittleren Mengen von $0,11 \pm 0,11$ Ind. FT⁻¹⁰ vorkam. Von dort drang sie auch in die Randbereiche der Äcker vor, wo sie mit mittleren Mengen von $0,07 \pm 0,05$ Ind. FT⁻¹⁰ auftrat (Abb. 40). Dies schien dann zu erfolgen, wenn der Niederschlag des

Vorjahres hoch war, da ein signifikanter Zusammenhang mit dem Vorjahresniederschlag vorlag ($M = 0,0007$ NS – 0,35; $p = 0,03$). Möglicherweise bewirkten hohe Niederschläge bei der hygrophilen Art im kommenden Jahr höhere Individuendichten, die zu einer Ausbreitung in angrenzende Bereiche führten.

Oxypselaphus obscurus

O. obscurus lässt sich nach den Untersuchungen von Irmler und Gürlich (2004) ökologisch schwer einordnen. Er scheint Sandböden mit starker Bodenbedeckung zu bevorzugen, wird aber auch auf torfigen Böden gefunden. Im Untersuchungsgebiet trat er nur in den ersten drei Jahren unter konventioneller Bearbeitung auf den Äckern auf. Ansonsten war er relativ regelmäßig in den Randbereichen zu finden, wo er mit Mengen von $0,23 \pm 0,33$ Ind. FT¹⁰ signifikant häufiger war als auf den Äckern mit $0,05 \pm 0,07$ Ind. FT¹⁰ (U-Test: $p = 0,03$). Ebenso wie die vorige Art bestand bei dem mesohygrophilen *O. obscurus* ein Zusammenhang mit steigenden Niederschlägen. Die Art erreichte in Jahren mit hohen Niederschlägen größere Mengen als in trockenen Jahren ($M = 0,002$ NS – 1,1; $p = 0,01$). Die Verbreitung zeigte, dass *O. obscurus* nur kleine Populationen im Gebiet aufbaute, die im südlichen Duvenseebachtal, im Mühlenseebachtal und am stärksten um den zentralen Sollkomplex an der Weggabelung ausgeprägt waren (Abb. 40). Von dort konnte sich die Art anscheinend unter der dichten Vegetationsdecke der Anbaufrüchte bei konventioneller Bewirtschaftung auch gelegentlich in den Acker ausbreiten (Abb. 40). Unter der lichteren Vegetationsdecke der Anbaufrüchte im ökologischen Landbau erfolgte das nicht mehr.

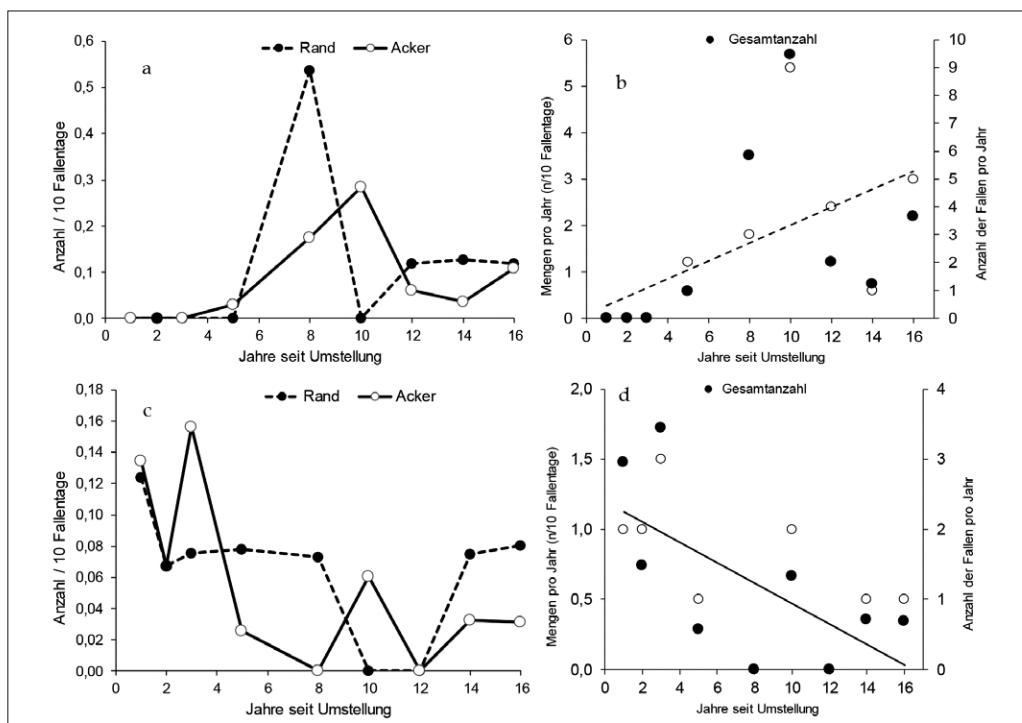


Abb. 36: Mittlere Mengen in Randbereich und Acker (a) sowie Mengen und besiedelte Fläche im Acker (b) von *Microletes minutus* und *Patrobus atrorufus* (c, d).

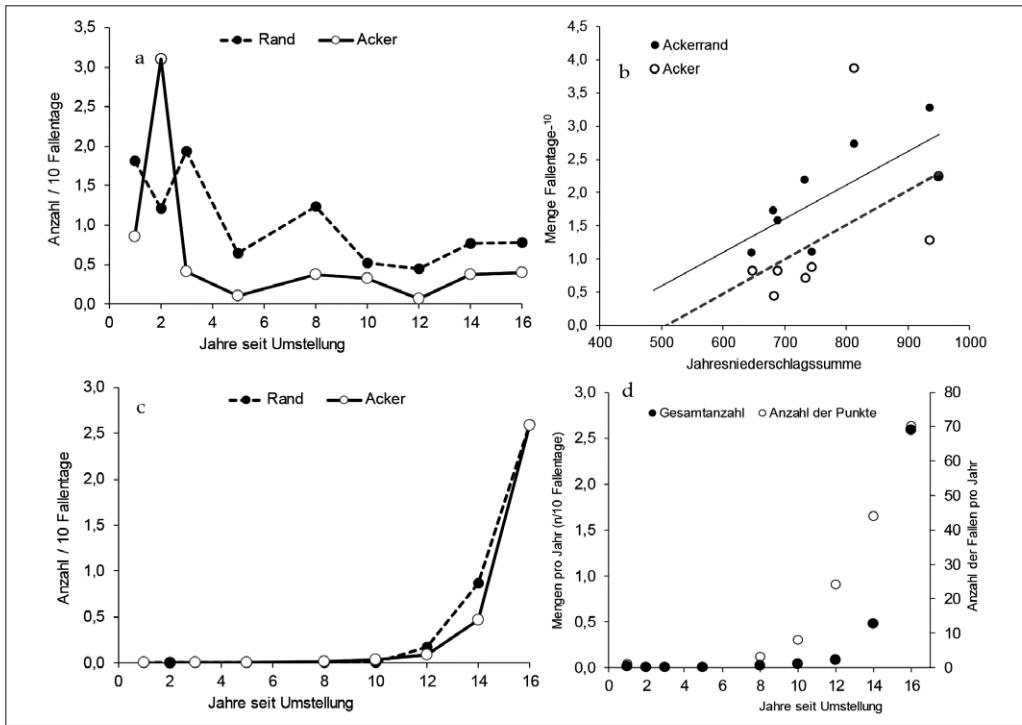


Abb. 37: Mittlere Mengen in Randbereich und Acker (a), die Beziehung zwischen Menge und jährlicher Niederschlagssumme (b) von *Nebria brevicollis* im Acker, sowie Mengen in Randbereich und Acker (c) und Mengen und besiedelte Fläche (Fallenpunkte) im Acker (d) von *Nebria salina*.

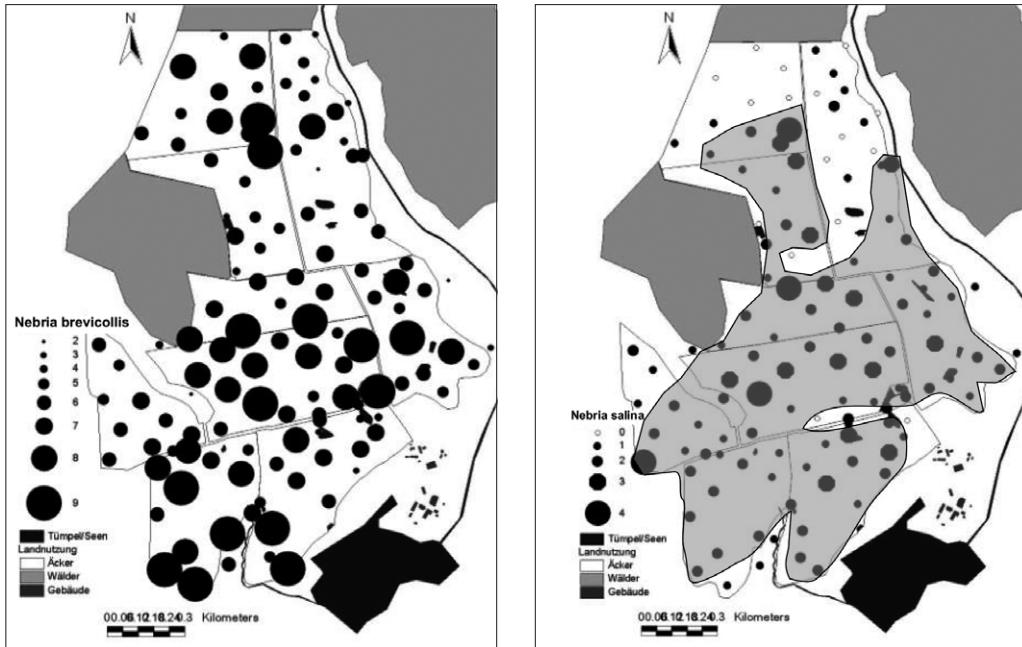
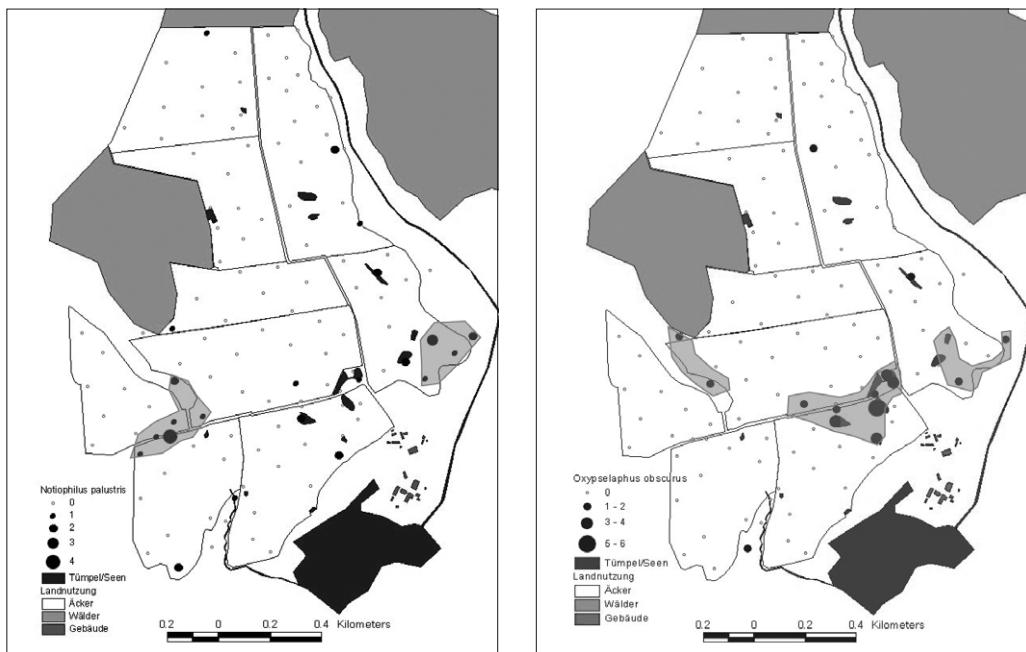
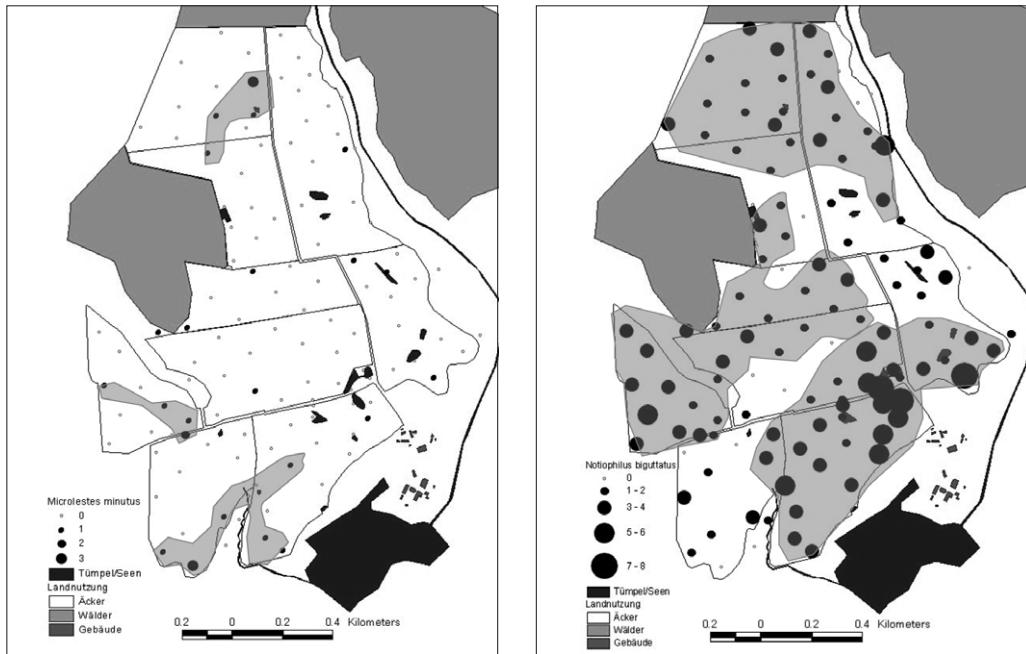


Abb. 38: Verbreitung von *Nebria brevicollis* (links) und *N. salina* (rechts). Zusammenhängende oder besonders starke Siedlungsbereiche sind grau hervorgehoben.



Patrobus atrorufus

Die Art ist im Schleswig-Holstein eine typische Art trockener Erlenwälder (Irmler und Gürlich 2004), die sehr nasse und trockene Standorte meidet. Im Untersuchungsgebiet fand sie daher nur suboptimale Standorte vor. Im Mittel war sie auf den Äckern mit $0,06 \pm 0,06$ Ind. FT^{-10} genauso häufig wie in den Randgebieten mit $0,06 \pm 0,04$ Ind. FT^{-10} . Eine Abhängigkeit der Menge mit den jährlichen Niederschlägen wurde nicht gefunden, wohl aber eine Beziehung zur Sukzession nach der Umstellung auf ökologischen Landbau. Die Menge auf den Äckern sank signifikant ($M = 1,19 - 0,07 J$; $p = 0,02$). Die auf den Äckern besiedelten Bodenfallenbereiche sanken zwar auch; diese Abnahme war aber nicht signifikant.

Entsprechend seiner Präferenz für mäßig feuchte Bereiche lagen kleine Populationen vor allem im Mühlenseebachtal und um den zentralen Sollkomplex an der Weggabelung (Abb. 42). Aber auch im Duvenseebachtal und an den anderen Söllen wurde die Art mehrfach gefunden. Von diesen Quellgebieten drang sie manchmal in die Äcker ein. Da im Laufe der Sukzession die Menge auf den Äckern im Gegensatz zu den Randgebieten abnahm, waren die lichten ökologischen Äcker für diese schattenliebende Art wenig geeignet.

Poecilus cupreus

Die Art kann von Irmler und Gürlich (2004) ökologisch nicht eingeordnet werden. Sie erreicht in Schleswig-Holstein die höchsten Mengen auf den Äckern. Auch europaweit wird sie zu den typischen Arten der Äcker gezählt, die dort durch Prädation von Schädlingen auffällt (Oberholzer und Frank 2003). Im Untersuchungsgebiet lagen die mittleren Mengen auf den Äckern mit $9,52 \pm 9,77$ Ind. FT^{-10} deswegen signifikant höher als in den Randgebieten mit $1,91 \pm 2,38$ Ind. FT^{-10} (U-Test: $p = 0,02$). Auf hohe Niederschläge schien die Art negativ zu reagieren, da die Menge signifikant (Abb. 41) mit steigenden Niederschlägen im Vorjahr abnahm ($M = 0,07 NS + 65$; $p = 0,03$). Möglicherweise ist dies ein Grund, warum sie im klimatisch mehr atlantisch geprägten nördlicheren Schleswig-Holstein nur eine geringe Rolle auf den Äckern spielt. Außerdem wurde sie eindeutig sowohl in der Gesamtmenge auf den Äckern als auch bei der besiedelten Fläche positiv durch den ökologischen Landbau beeinflusst. Die Gesamtmenge nahm mit $M = 142,7 J - 211,4$ ($p < 0,001$), die besiedelte Fläche mit $F = 2,7 J + 57,5$ ($p < 0,001$) zu. Das heißt, dass im Laufe der Sukzession nach der Umstellung im Mittel drei Fallenbereiche im Jahr zusätzlich besiedelt wurden. Die multiple Regression mit den beiden Faktoren Niederschlag und Sukzession nach Umstellung ergab ein Bestimmtheitsmaß von 73 Prozent, wovon der Niederschlag zirka 20 Prozent ausmachte ($df_1 = 2$, $df_2 = 13$, $F_{NS} = 2,1$, $FS = 26,6$, $p < 0,001$). Nach 15 Jahren Sukzession war die Art auf allen Ackerbereichen häufig (Abb. 42). Sie kam auch bereits unter konventionellem Anbau in über 50 Prozent der Fläche vor und war auf den südexponierten Bereichen häufiger anzutreffen als in den nördlichen, von Wald umgebenen.

Poecilus lepidus

P. lepidus ist nach Irmler und Gürlich (2004) in Schleswig-Holstein typisch für trocken-sandige Magerrasen und Heiden. Sie wird als xerophil und eupammophil bezeichnet. Die ökologischen Ansprüche an offene, magere Standorte bewirkten im Untersuchungsgebiet, dass die Art erst neun Jahre nach der Umstellung auf ökologischen Landbau auftrat. Insgesamt war sie auf den Äckern mit $0,24 \pm 0,30$ Ind. FT^{-10} signifikant häufiger (Abb. 41) als in den Randgebieten mit $0,09 \pm 0,17$ Ind. FT^{-10} (U-Test: $p = 0,05$). Für eine Analyse des Zusammenhangs zwischen Mengen und Nieder-

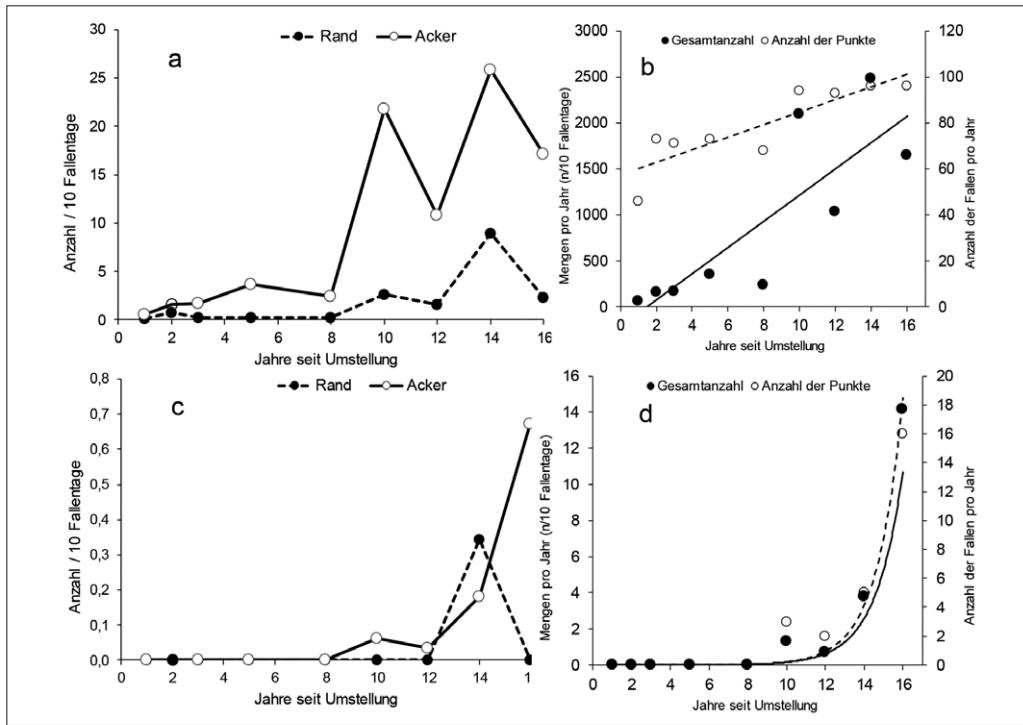


Abb. 42: Verbreitung von *Patrobus atrorufus* (links) und *Poecilus cupreus* (rechts). Zusammenhängende oder besonders starke Siedlungsbereiche sind grau hervorgehoben.

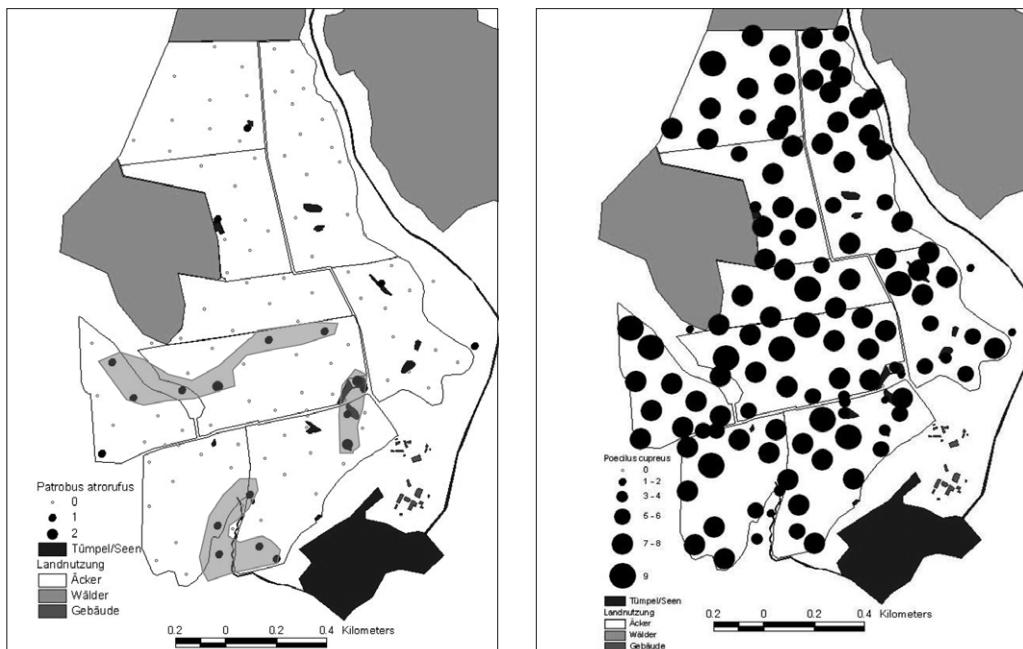


Abb. 42: Verbreitung von *Patrobus atrorufus* (links) und *Poecilus cupreus* (rechts). Zusammenhängende oder besonders starke Siedlungsbereiche sind grau hervorgehoben.

schlägen war die Zeitdauer, in der die Art nachgewiesen wurde, zu kurz. Eine Förderung durch den ökologischen Landbau war aber signifikant. Die Menge auf den Äckern wie auch die besiedelte Fläche nahm seit 2010 signifikant in exponentieller Steigung zu ($M = 3,5 J - 4,1$; $p < 0,001$; $F = 3,7 J - 4,2$; $p < 0,001$). Die Art schien nach 15 Jahren zwei Besiedlungsflächen zu manifestieren, eine im Nordosten und eine im Südwesten (Abb. 43). Wahrscheinlich erfolgte die Einwanderung von diesen beiden Polen nach der Umstellung. Einzelne Funde in den Zwischenräumen belegen, dass die Art dabei ist, die gesamten Ackerflächen zu besiedeln, was aber bei der nicht obligat flugfähigen Art eine erheblich längere Zeit beanspruchen wird als bisher verstrichen ist.

Poecilus versicolor

P. versicolor scheint in Schleswig-Holstein euryök zu sein, mit einer geringen Bevorzugung trocken-sandiger Äcker und Grünländer (Irmler und Gürlich 2004). Im Untersuchungsgebiet erreicht sie auf den Äckern mit $0,98 \pm 0,64$ Ind. FT^{-10} keine signifikant niedrigeren Werte als in den Randgebieten mit $1,10 \pm 0,93$ Ind. FT^{-10} (Abb. 43). Eine Beziehung der mittleren Mengen zum jährlichen Niederschlag wurde nicht gefunden. Dagegen war sowohl für die Gesamtmengen auf den Äckern als auch für die besiedelte Fläche eine signifikante Förderung (Abb. 43) durch den ökologischen Landbau nachzuweisen ($M = 6,2 J + 40,9$; $p = 0,03$; $F = 2,3 J + 39,9$; $p = 0,001$). So besiedelte die Art in jedem Jahr nach der Umstellung im Durchschnitt die Fläche von etwas über zwei Bodenfallen neu. *P. versicolor* ist nach 15 Jahren über die ganze Ackerfläche verbreitet und nur in einer einzigen Bodenfalle im zentralen Bereich nie nachgewiesen worden (Abb. 43). Sie konzentriert sich auf die südwestlichen und nördlichen Bereiche.

Pterostichus anthracinus

Von Irmler und Gürlich (2004) konnte *P. anthracinus* wegen seiner Seltenheit nicht näher ökologisch untersucht werden. Er gilt aber als hygrophile und wärmeliebende Art, weshalb er in Schleswig-Holstein fast ausschließlich aus der südöstlichen Region bekannt ist. Im Untersuchungsgebiet war die Art in den Randgebieten mit $1,20 \pm 0,83$ Ind. FT^{-10} signifikant häufiger (Abb. 43) als auf den Äckern mit $0,10 \pm 0,09$ Ind. FT^{-10} (U-Test: $p < 0,001$). Trotz der Hygrophilie konnte insgesamt keine positive Entwicklung der Menge mit zunehmendem Jahresniederschlag gefunden werden. Wohl aber lag die Menge der Art (Abb. 43) auf den Ackerstandorten in niederschlagsreichen Jahren signifikant höher als in niederschlagsarmen ($M = 0,0004$ NS – $0,16$; $p = 0,05$). Dies deutet darauf hin, dass *P. anthracinus* in den nassen Niederungen seine Quellbiotope hatte und von dort in niederschlagsreichen Jahren eher die Äcker besiedelte. Ein Zusammenhang mit der Sukzession nach Umstellung auf ökologischen Landbau konnte jedenfalls nicht nachgewiesen werden. Die lokale Verbreitung zeigt auch, dass die Art in der nassen Grünlandniederung des Duvenseebaches seine Hauptvorkommen hatte, aber auch im südlichen Bereich um den zentralen Komplex der Sölle an der Weggabelung eine dauerhafte Population bildete (Abb. 44). Von diesen Quellgebieten scheint die Art immer mal wieder in die angrenzenden Äcker eingewandert zu sein. Einzelne Exemplare kommen anscheinend auch aus der Mühlenbachniederung und von den kleineren Söllen im Norden des Untersuchungsgebietes.

Pterostichus diligens

Im Gegensatz zu *P. anthracinus* ist *P. diligens* in Schleswig-Holstein weit verbreitet, aber mit ähnlichen Standortansprüchen. Irmler und Gürlich (2004) stufen ihn als euhyrophil und eutyr-

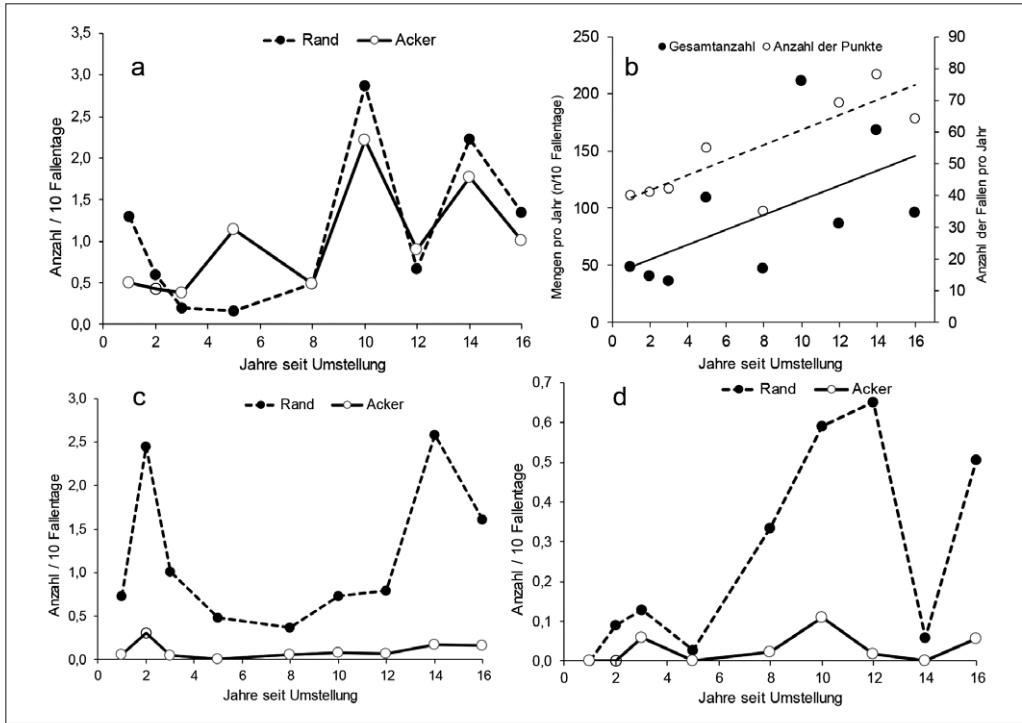


Abb. 43: Mittlere Mengen in Randbereich und Acker (a), Mengen und besiedelte Fläche im Acker (b) von *Poecilus versicolor*, sowie mittlere Mengen im Randbereich und Acker *Pterostichus anthracinus* (c) und *P. diligens* (d).

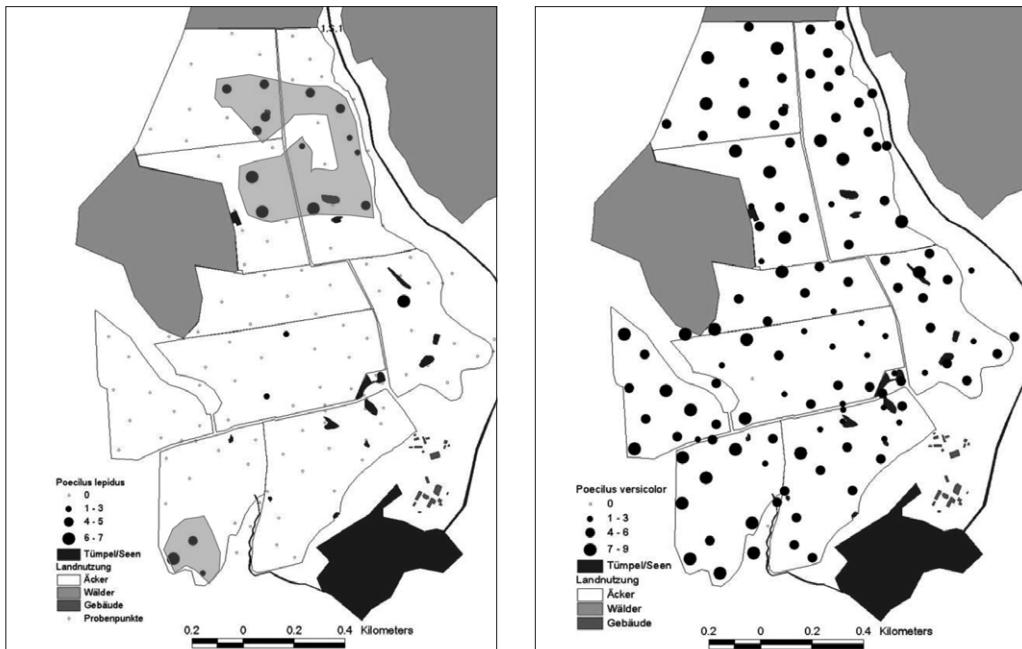


Abb. 44: Verbreitung von *Poecilus lepidus* (links) und *P. versicolor* (rechts). Zusammenhängende oder besonders starke Siedlungsbereiche sind grau hervorgehoben.

phophil ein, da er hauptsächlich auf nassen torfigen Böden gefunden wird. Daher befand sich im Untersuchungsgebiet die größte Menge (Abb. 43) in den Randgebieten mit $0,27 \pm 0,26$ Ind. FT^{-10} , während auf den Äckern nur $0,03 \pm 0,04$ Ind. FT^{-10} gezählt wurden (U-Test: $p = 0,01$). Trotz der Hygrophilie konnte kein Zusammenhang mit den jährlichen Niederschlägen gefunden werden, weder generell noch für die reinen Ackerstandorte. Einen Einfluss der Sukzession nach der Umstellung wurde für die eher Ackerstandorte meidende Art ebenfalls nicht festgestellt. Die Verbreitung im Untersuchungsgebiet weist die hauptsächlichen Vorkommen in der Niederung mit Niedermoortorfen des Duvenseebaches aus, von wo sie gelegentlich in die Äcker ausstrahlt (Abb. 44). Einzelne Vorkommen lagen auch in der Mühlenbachniederung und an den Söllen. Ein Einwandern in die Äcker dieser kleinen, anscheinend wenig mobilen Art war aber deutlich seltener als bei dem größeren *P. anthracinus*.

Pterostichus melanarius

P. melanarius ist eine Art mit weiter ökologischer Spanne, die torfige, bewaldete und salzige Standorte meidet und auf Äckern einen deutlichen Schwerpunkt besitzt (Irmler und Gürlich 2004). Sie ist die Charakterart der Äcker im konventionellen Anbau. Mit einer mittleren Menge von $26,67 \pm 28,63$ Ind. FT^{-10} war sie auch eine der häufigsten Arten auf den Äckern des Untersuchungsgebietes und dort signifikant häufiger (Abb. 46) als in den Randbereichen mit $4,96 \pm 4,82$ Ind. FT^{-10} (U-Test: $p = 0,04$). Es wurde ein Zusammenhang mit dem jährlichen Niederschlag besonders für die Menge auf den Äckern gefunden ($M = 0,13$ NS – $68,2$, $p = 0,03$).

Obwohl die Art während der konventionellen Phase deutlich dominanter war als nach der Umstellung auf ökologischen Landbau, wurde kein signifikanter Abwärtstrend aufgrund der Um-



Abb. 45: Verbreitung von *Pterostichus anthracinus* (links) und *P. diligens* (rechts). Zusammenhängende oder besonders starke Siedlungsbereiche sind grau hervorgehoben.

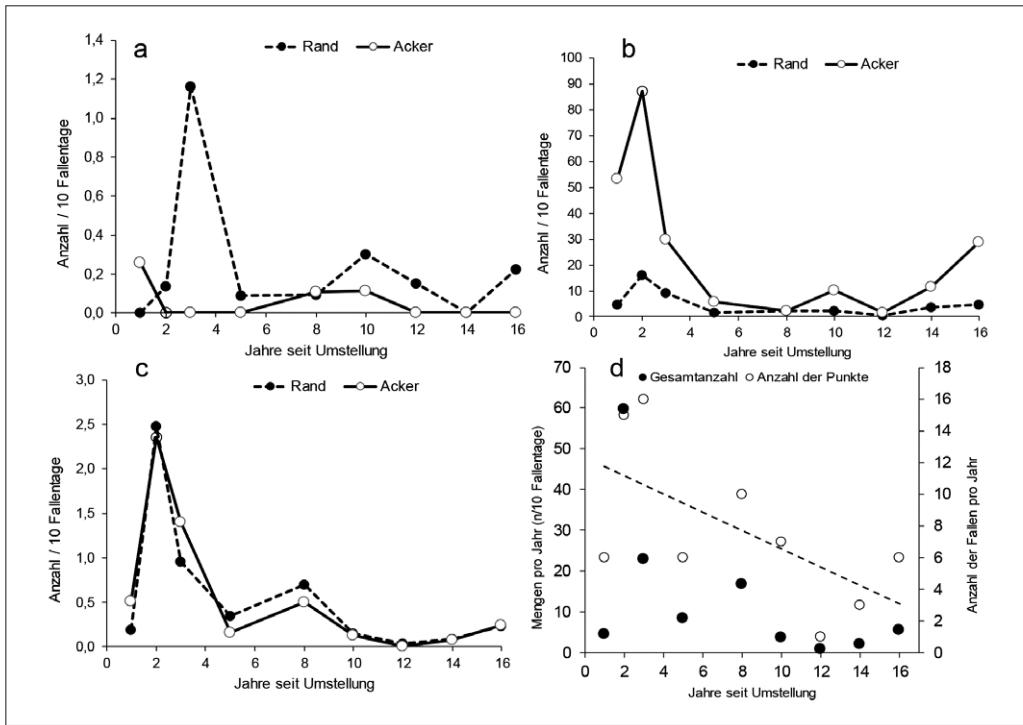


Abb. 46: Mittlere Mengen in Randbereich und Acker von *Pterostichus minor* (a) und *P. melanarius* (b), mittlere Mengen im Randbereich und Acker (c), sowie Mengen und besiedelte Fläche im Acker (d) von *P. niger*.

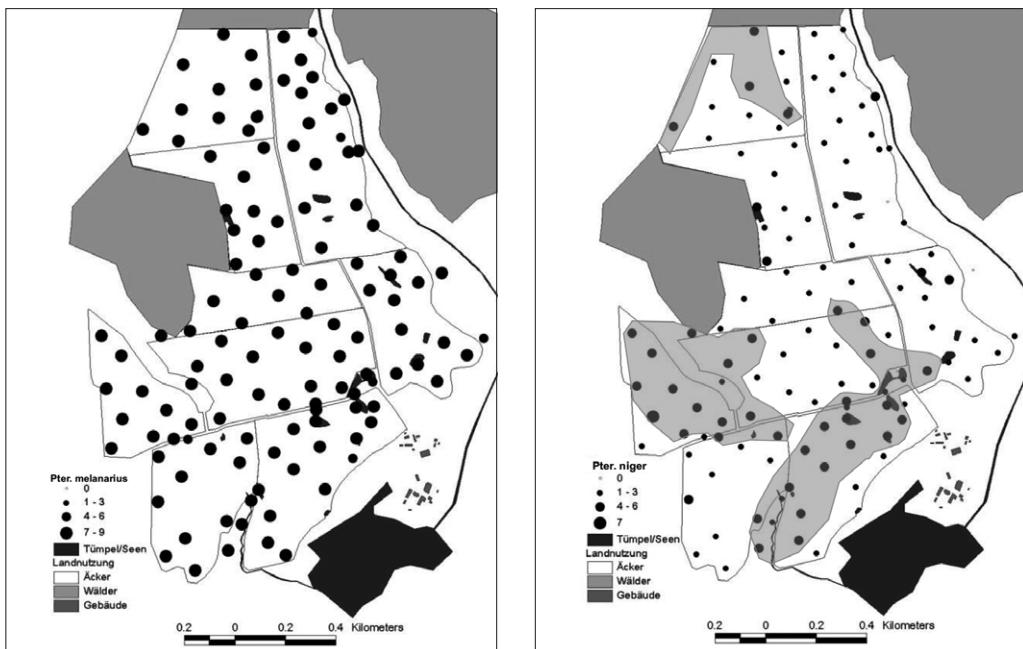


Abb. 47: Verbreitung von *Pterostichus melanarius* (links) und *P. niger* (rechts). Zusammenhängende oder besonders starke Siedlungsbereiche sind grau hervorgehoben.

stellung festgestellt. Sie nahm zwar zwischenzeitlich stark ab, wurde aber zwölf Jahre nach Untersuchungsbeginn wieder etwas häufiger beobachtet. Daher können die Schwankungen teils durch die Niederschläge und teils durch die Umstellung erklärt werden. Nach der multiplen Regression mit Niederschlag und Umstellungszeit erklären beide Faktoren zusammen rund 46 Prozent (Bestimmtheitsmaß r^2) der Schwankungen (df: 2, 13; F: 5,56; p = 0,02), wobei beide Faktoren etwa gleich viel beitragen (r^2 NS: 0,27, r^2 J: 0,32). Die Art war im ganzen Gebiet etwa gleichmäßig verbreitet (Abb. 47). Auch in den Randgebieten, bis auf die Niedermoorbereiche in der Duvenseebachniederung, wurde sie in allen Jahren in allen Bodenfallen nachgewiesen.

Pterostichus minor

Auch *P. minor* wird für Schleswig-Holstein als euhygrophil und eutyrphophil bezeichnet (Irmler und Gürlich 2004), scheint aber Wälder mehr zu präferieren als der ähnlich große *P. diligens*. Im Untersuchungsgebiet war *P. minor* in den Randbereichen mit $0,23 \pm 0,26$ Ind. FT⁻¹⁰ signifikant häufiger als auf den Ackerflächen mit $0,05 \pm 0,09$ Ind. FT⁻¹⁰ (U-Test: p = 0,05). Im Gegensatz zu *P. diligens* wurde ein erkennbarer Zusammenhang mit dem jährlichen Niederschlag gefunden. Die Menge der Art stieg mit $M = 0,002$ NS - 1,3 (p < 0,001) deutlich mit zunehmender jährlicher Niederschlagssumme an. Gleichwohl war die Menge auf den Äckern trotz Zunahme nicht signifikant mit dem jährlichen Niederschlag verknüpft. Ein Zusammenhang mit der Sukzession nach der Umstellung auf ökologischen Landbau wurde ebenso wenig gefunden. Daher ist anzunehmen, dass diese kleine Art selbst in nassen Jahren nur gelegentlich in die suboptimalen Ackerstandorte einwandert. Die Verbreitung belegt, dass *P. minor* nur kleine Populationen in der Duvenseebachniederung hat. Wahrscheinlich befanden sich kleine Populationen auch an einigen Söllen. Von dort besiedelte die Art gelegentlich die angrenzenden Ackerstandorte.

Pterostichus niger

Wie *P. melanarius* ist *P. niger* eine weitgehend euryöke Art, die in Schleswig-Holstein in fast allen Biotoptypen nachgewiesen wurde (Irmler und Gürlich 2004). Wegen der Häufigkeit in Wäldern wurde sie als ubiquitäre Art der Wälder eingestuft, die aber eine hohe Toleranz gegenüber Beschattung hat. Im Untersuchungsgebiet war sie auf den Äckern mit einer durchschnittlichen Menge von $0,60 \pm 0,78$ Ind. FT⁻¹⁰ genauso häufig wie in den Randbereichen mit $0,57 \pm 0,78$ Ind. FT⁻¹⁰ (Abb. 46). Trotz Zunahme der Menge mit steigender Niederschlagssumme wurde keine signifikante Beziehung mit dem jährlichen Niederschlag nachgewiesen. Dagegen sank die besiedelte Fläche der Art nach der Umstellung auf ökologischen Landbau auf den Äckern signifikant (F = 0,57 J - 12,3; p = 0,03), wenn auch nicht die Menge. Diese Abnahme lässt sich wie bei anderen Arten mit ähnlichen ökologischen Ansprüchen durch die Auflichtung der Vegetation nach der Umstellung erklären. Die Art ist ausgesprochen mobil und wurde auf allen Ackerflächen ange troffen (Abb. 47). Wegen der geringfügigen Affinität zu beschatteten Standorten hätte man sie häufiger in den nördlichen, von Wald umgebenden Bereichen vermutet. Sie hatte aber einen deutlichen Schwerpunkt in den lichteren baumbestandenen Bereichen um den Mühlenbach und dem zentralen Sollkomplex, von wo aus sie in die angrenzenden Äcker einwanderte.

Pterostichus nigrita

P. nigrita wird nach Irmler und Gürlich (2004) als hygrophil bezeichnet, da sie eine typische Art auf offenen, nassen Niedermoortorfen ist. Diese ökologische Einordnung spiegelte sich auch

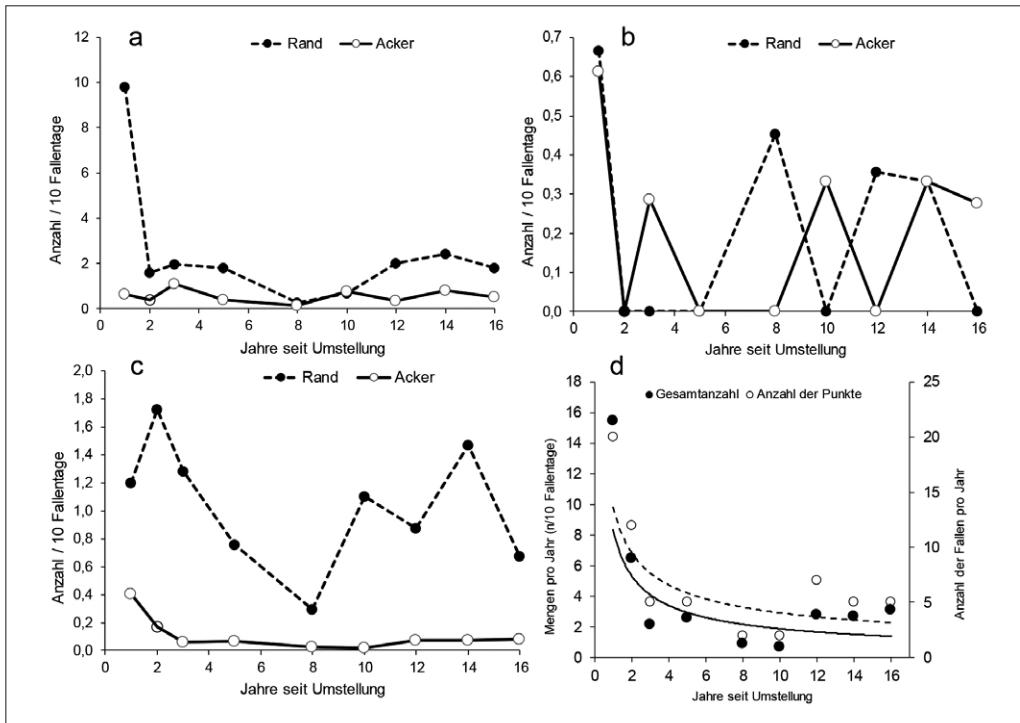


Abb. 48: Mittlere Mengen in Randbereich und Acker von *Pterostichus nigrita* (a) und *P. oblongopunctatus* (b), mittlere Mengen im Randbereich und Acker (c), und Mengen und besiedelte Fläche im Acker (d) von *P. strenuus*.

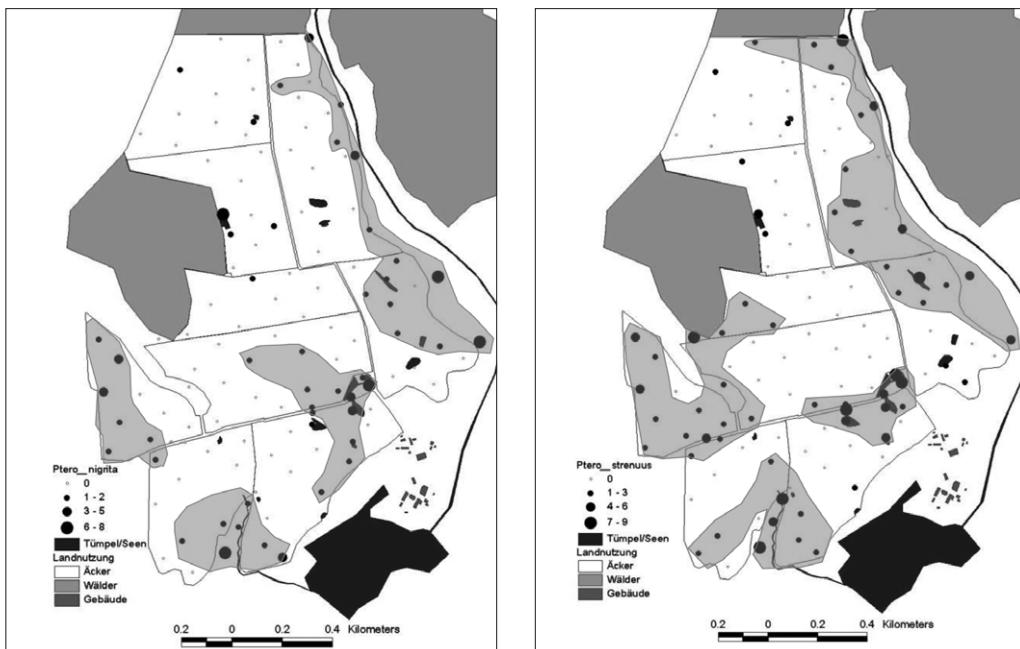


Abb. 49: Verbreitung von *Pterostichus nigrita* (links) und *P. strenuus* (rechts). Zusammenhängende oder besonders starke Siedlungsbereiche sind grau hervorgehoben.

im Untersuchungsgebiet wider, wo sie auf den Äckern mit $0,09 \pm 0,07$ Ind. FT^{-10} signifikant seltener war als in den Randgebieten mit $0,82 \pm 0,53$ Ind. FT^{-10} (Abb. 48). Trotz der Hygrophilie konnte kein Zusammenhang zwischen Menge und jährlicher Niederschlagssumme gefunden werden. Die lokale Verbreitung unterstreicht die ökologische Einordnung, da die Art vornehmlich in den nassen Niederungen des Duvenseebaches und des Mühlenbaches vorkam (Abb. 49). Von dort wanderte sie in die angrenzenden Ackerbereiche ein; vor allem dort, wo die Äcker relativ grundwassernah liegen, z.B. im westlichen Teil in der Nähe des Mühlenbaches. Am Rande des Duvenseebaches mit steilem Abhang zur Niederung gelang dagegen nur eine geringe Eindringtiefe in die Äcker. Außerdem waren wahrscheinlich kleine Populationen am Rande der Sölle vorhanden, da die Art auch um den zentralen Sollkomplex an der Weggabelung stetig beobachtet werden konnte und von dort in die angrenzenden Äcker eindrang. Seltene Nachweise gelangen auch im Umfeld anderer Sölle, so dass die Art wahrscheinlich auch dort mit kleinen Populationen vertreten war.

Pterostichus oblongopunctatus

P. oblongopunctatus ist in Schleswig-Holstein eine Art großer Wälder (Irmler und Gürlich 2004). Daher wird er als silvicol mit Präferenz für saure Böden eingestuft. Trotz dieser ökologischen Präferenzen wurden im Untersuchungsgebiet in den Randbereichen mit $0,06 \pm 0,13$ Ind. FT^{-10} keine signifikant höheren Mengen gefunden als auf den Äckern mit $0,04 \pm 0,06$ Ind. FT^{-10} (Abb. 48). Dies liegt sicherlich daran, dass die angrenzenden Wälder nicht untersucht wurden und Knicks oder ähnliche Randstrukturen für die Art suboptimal sind. Es wurde weder ein Zusammenhang mit den jährlichen Niederschlägen noch mit der Sukzession nach der Umstellung auf ökologischen Landbau festgestellt.

Die Verbreitung der Art lässt Schwerpunkte in der Baumreihe am Rand zur Duvenseebachniederung und im zentralen Sollkomplex erkennen. Dort könnten sich möglicherweise kleine authochtone Populationen entwickelt haben, von denen aus sporadisch Einwanderungen der flügeldimorphen Art in die Äcker auftreten. Merkwürdigerweise erfolgen sie nicht aus den großen nordwestlichen Wäldern des Lübecker Stadtforstes, wo die Art sicherlich in größerer Menge vor kommt. Dies spricht dafür, dass sie eher aus suboptimalen Lebensräumen in Äcker einwanderte als aus optimalen.

Pterostichus strenuus

P. strenuus ist eine weitgehend euryöke Art mit Präferenzen für feuchte Wälder und Grünland auf torfigen Böden (Irmler und Gürlich 2004). Äcker sind für die Art suboptimal, so dass sie im Untersuchungsgebiet in den Randbereichen mit $1,04 \pm 0,44$ Ind. FT^{-10} signifikant häufiger war (Abb. 48) als auf den Äckern mit $0,11 \pm 0,12$ Ind. FT^{-10} (U-Test: $p < 0,001$). Der leichte Anstieg der Menge mit zunehmendem Jahresniederschlag war nicht signifikant. Dagegen sank die Gesamtmenge auf den Äckern nach der Umstellung auf ökologischen Landbau signifikant. Diese Abnahme erfolgte in den ersten Jahren exponentiell und blieb später auf einem niedrigen Niveau. Dies galt für die Gesamtmenge ($M = 8,3 J - 0,65$; $p = 0,02$) und die besiedelte Fläche ($F = 1,1 J - 0,06$; $p = 0,01$). Der ähnliche Verlauf von Menge und besiedelter Fläche lässt vermuten, dass die Gesamtmenge auf dem Acker abnahm, weil die besiedelte Fläche geringer wurde.

Die lokale Verbreitung unterstützt die Einstufung als feuchteliebende Art mit einer weiten Toleranz (Abb. 49). Schwerpunkte der Besiedelung lagen im Mühlenbach- und Duvenseebachtal, von wo die Art auch in die angrenzenden Ackerbereiche eindrang. Allerdings gab es wahrschein-

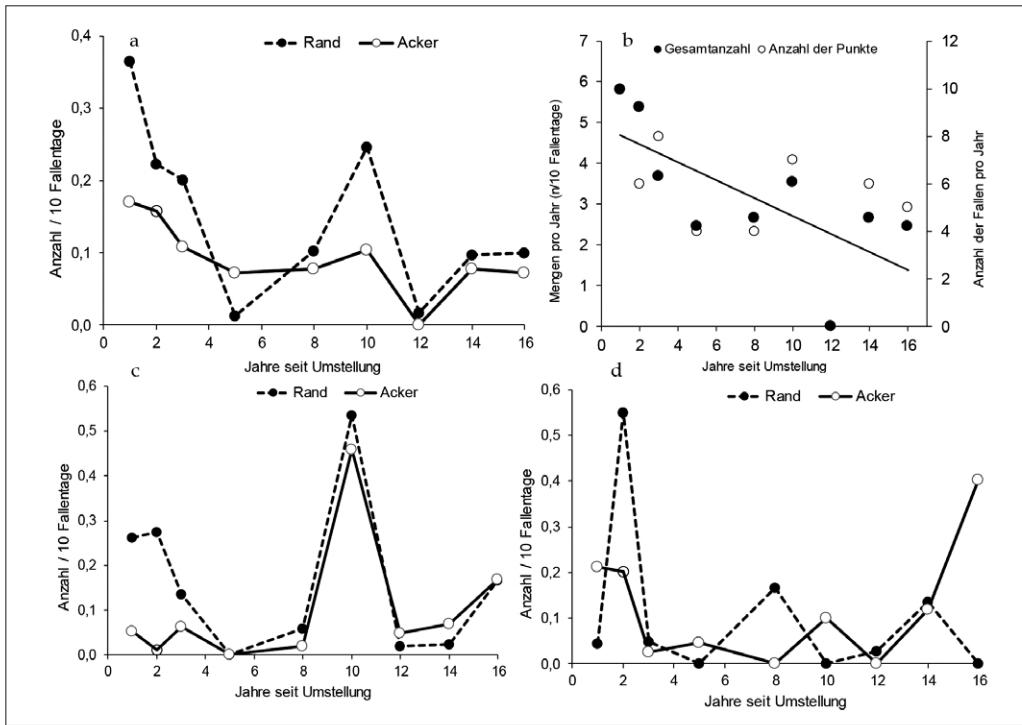


Abb. 50: Mittlere Mengen in Randbereich und Acker (a), Mengen und besiedelte Fläche (Fallenpunkte) im Acker (b) von *Pterostichus vernalis*, sowie mittlere Mengen im Randbereich und Acker von *Stomis pumicatus* (c) und *Synuchus vivalis* (d).

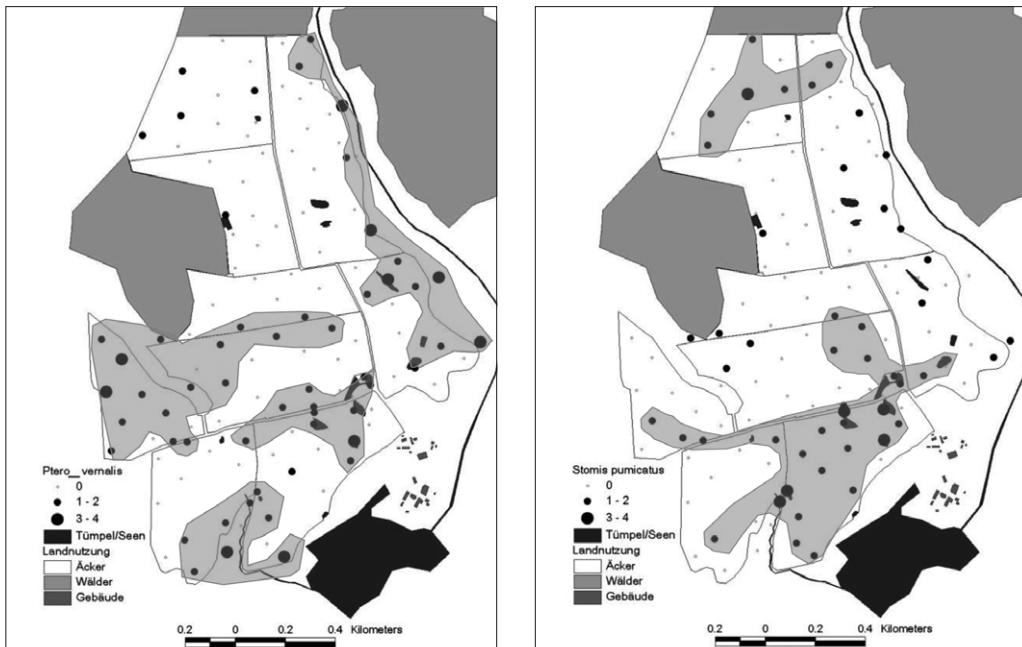


Abb. 51: Verbreitung von *Pterostichus vernalis* (links) und *Stomis pumicatus* (rechts). Zusammenhängende oder besonders starke Siedlungsbereiche sind grau hervorgehoben.

lich auch eine stabile Population im zentralen Sollkomplex und weniger stabile an den übrigen kleinen Söllen. Insgesamt war sie an den mit Bäumen bestandenen feuchten Rändern und Söllen häufiger als an den anderen.

Pterostichus vernalis

Nach Irmler und Gürlich (2004) reagiert *P. vernalis* auf ökologische Faktoren wie der ähnlich große *P. strenuus*, meidet aber bewaldete Standorte. Mit $3,16 \pm 1,72$ Ind. FT⁻¹⁰ ist die Art auf den Äckern nicht signifikant weniger vertreten als in den Randbereichen mit $3,49 \pm 2,67$ Ind. FT⁻¹⁰ (Abb. 50). Im Gegensatz zu *P. strenuus* war der Zusammenhang zwischen ansteigender Menge und jährlicher Niederschlagssumme signifikant, insbesondere auf den Äckern ($M = 0,008$ NS – 2,27; $p = 0,04$). Damit nahm die Anzahl der Tiere um 0,8 Ind. FT⁻¹⁰ zu, wenn der jährliche Niederschlag um 100 mm stieg. Andererseits sank die Menge nach der Umstellung auf ökologischen Landbau signifikant ($M = 4,9 - 0,22$ J, $p = 0,01$), während die Abnahme der besiedelten Fläche nicht signifikant war.

Die multiple lineare Regression mit Niederschlag und Jahren nach der Umstellung ergab, dass 59 Prozent der Populationsschwankungen durch diese beiden Faktoren erklärt werden ($F: 9,35$; $df_1: 2$; $df_2: 13$; $p = 0,03$), wobei der jährliche Niederschlag etwas weniger zu den Schwankungen betrug als die Sukzession nach der Umstellung. Wegen der hygrophilen Reaktion der Art könnte daher die Mengenabnahme durch die zunehmende Öffnung der Vegetation bei gleichzeitiger trockenerer Bodenoberfläche erklärt werden, die in feuchten Jahren durch die hohen Niederschläge kompensiert werden kann. Die Verbreitung zeigte ähnlich wie bei *P. strenuus* Schwerpunkte entlang des Mühlen- und Duvenseebachs sowie im zentralen Sollkomplex (Abb. 51). Von dort drang die Art zum Teil weit in die angrenzenden Äcker ein.

Stomis pumicatus

Nach den Untersuchungen von Irmler und Gürlich (2004) waren keine ökologischen Präferenzen nachweisbar. Die Art kam in fast allen Biotoptypen in Schleswig-Holstein vor. *S. pumicatus* reagiert daher weitgehend euryök. Dies zeigte sich auch im Untersuchungsgebiet, wo die Art auf den Äckern mit $3,55 \pm 5,16$ Ind. FT⁻¹⁰ ebenso häufig war wie in den Randbereichen mit $2,30 \pm 2,42$ Ind. FT⁻¹⁰ bei insgesamt hohen Schwankungen (Abb. 50). Es konnte kein Zusammenhang zwischen jährlichen Niederschlägen und Mengen der Art gefunden werden. Ebenso wie die ökologische Einstufung lässt sich auch die Verbreitung im Untersuchungsgebiet schwer erklären (Abb. 51). Die Art schien im Süden des Gebietes weiter verbreitet zu sein als im Norden. Im Süden war möglicherweise der zentrale Sollkomplex ein Quellgebiet, von dem sie sich in die umliegenden Äcker ausbreiten konnte. Bis auf diesen Komplex und die nähere Umgebung kam die Art im übrigen Bereich nur sporadisch vor.

Synuchus vivalis

Nach Irmler und Gürlich (2004) kann die Art im Wesentlichen als azidophob eingestuft werden. Sie konnte in vielen Biotoptypen nachgewiesen werden, scheint aber trockene Bereiche zu bevorzugen. Im Untersuchungsgebiet kommt sie, möglicherweise aufgrund ihres azidophoben Verhaltens, auf den Äckern mit durchschnittlich $4,57 \pm 4,88$ Ind. FT⁻¹⁰ signifikant häufiger vor (Abb. 50) als in den Randbereichen mit $1,08 \pm 1,76$ Ind. FT⁻¹⁰ (U-Test: $p = 0,05$). Die mittlere Menge stieg mit zunehmendem Jahresniederschlag nicht signifikant an, so dass beim gegenwärti-

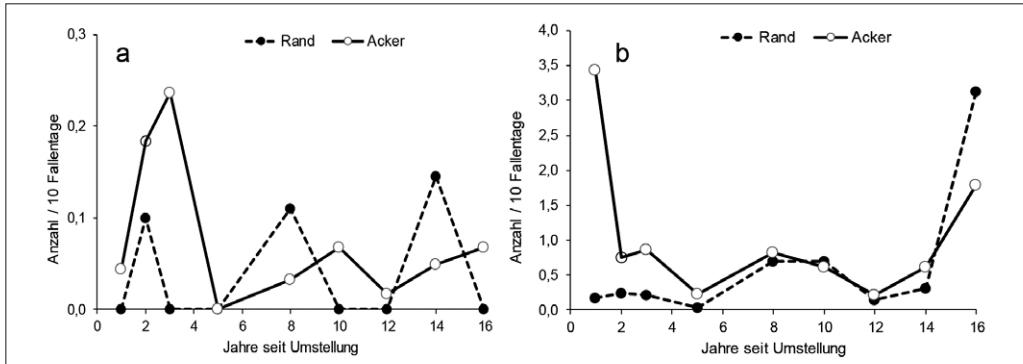


Abb. 52: Mittlere Mengen in Randbereich und Acker von *Trechoblemus micros* (a) und von *Trechus quadristriatus* (b).

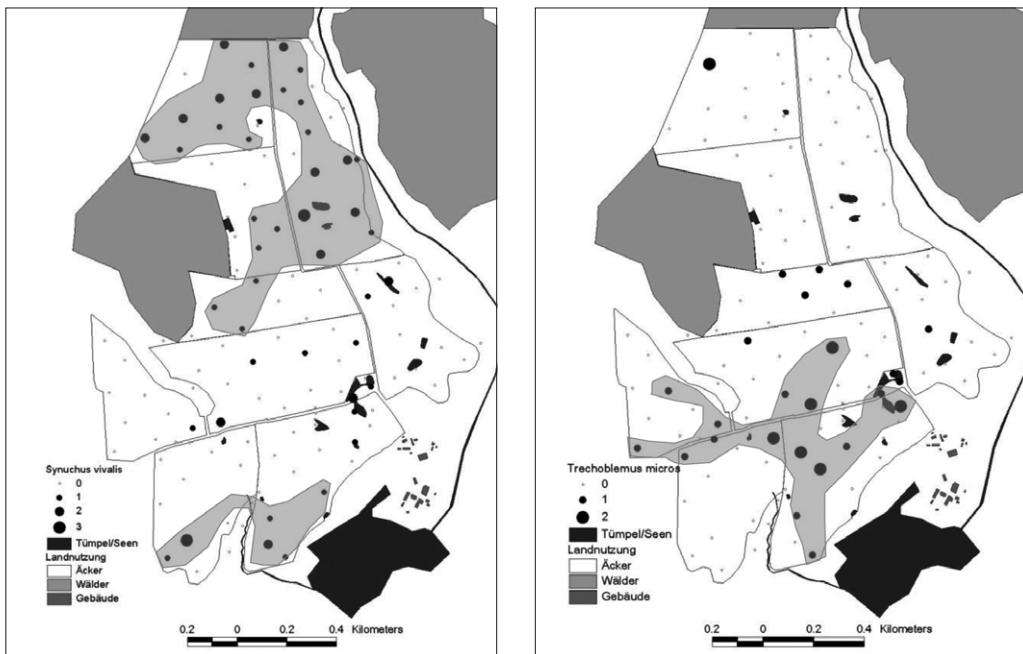


Abb. 53: Verbreitung von *Synuchus vivalis* (links) und *Trechoblemus micros* (rechts). Zusammenhängende oder besonders starke Siedlungsbereiche sind grau hervorgehoben.

gen Datensatz nichts über die Abhängigkeit vom jährlichen Niederschlag gesagt werden kann. Ein Zusammenhang zur Umstellung auf ökologischen Landbau konnte ebenfalls nicht nachgewiesen werden. *Synuchus vivalis* hatte aber eindeutig im nördlichen Teil des Untersuchungsgebietes seine hauptsächliche Verbreitung (Abb. 53). Dies könnte mit seiner Präferenz für etwas trockenere Standorte zusammenhängen, da dieser Bereich höher liegt als die westlichen, südlichen und östlichen Teile.

Trechoblemus micros

T. micros gehört nach Irmler und Gürlich (2004) zu den euryöken Arten offener Standorte. Auch im übrigen Schleswig-Holstein wurde er hauptsächlich auf Äckern gefunden. Daher kam er

erwartungsgemäß auch im Untersuchungsgebiet auf den Äckern mit $1,64 \pm 1,67$ Ind. FT⁻¹⁰ signifikant häufiger vor (Abb. 52) als in den Randgebieten mit $0,20 \pm 0,30$ Ind. FT⁻¹⁰ (U-Test: $p = 0,005$). Ein leichter Anstieg der durchschnittlichen Mengen mit dem jährlichen Niederschlag war nicht signifikant. Ein Zusammenhang mit der Sukzession nach der Umstellung auf ökologischen Landbau konnte nicht festgestellt werden. *T. micros* war im südlichen Teil des Untersuchungsgebietes deutlich weiter verbreitet als im nördlichen. Nur im südlichen Teil gab es ein zusammenhängendes Besiedlungsgebiet (Abb. 53). Ob dies eher mit der südexponierten Lage oder mit den vorherrschend etwas sandigeren Böden zusammenhängt, ist unklar.

Trechus quadristriatus

Die Art hat nach den Untersuchungen von Irmler und Gürlich (2004) ein weites ökologisches Potential, kam aber am häufigsten auf Äckern mit lehmigen bis sandigen Böden vor und wurde zu den Arten offener, trocken-sandiger Standorte auf basischen Böden gerechnet. Im Untersuchungsgebiet wurde diese ökologische Einordnung unterstützt, da *T. quadristriatus* auf den Äckern mit $1,04 \pm 1,01$ Ind. FT⁻¹⁰ signifikant häufiger war (Abb. 52) als in den Randgebieten mit $0,63 \pm 0,87$ Ind. FT⁻¹⁰ (U-Test: $p = 0,05$). Eine Beziehung zur jährlichen Niederschlagssumme wurde nicht gefunden. Ebenso wenig war die Art von der Umstellung auf ökologischen Landbau betroffen. Da sie winteraktiv ist, wurde desgleichen ein Zusammenhang mit den Temperaturen von Januar bis März untersucht. Aber auch diesbezüglich konnte kein Zusammenhang mit den Mengen gefunden werden. *T. quadristriatus* war auf der ganzen Ackerfläche verbreitet und zeigte keine auffälligen Konzentrationen. Nur an den Ackerrändern und im nördlichen Teil war er teilweise weniger häufig als im zentralen südlichen Bereich.

Zabrus tenebrioides

Nach Irmler und Gürlich (2004) ist *Zabrus tenebrioides* in Schleswig-Holstein eine nur im südlichen Landesteil und auf Fehmarn auftretende, kontinental verbreitete Art. Daher ist es bemerkenswert, dass sie seit 2008 auf den Äckern des Untersuchungsgebietes festgestellt wurde. Sie ist eine charakteristische Art der Äcker, da sie sich von Grassamen ernährt. Im Untersuchungsgebiet wurde sie auch nur auf Äckern und noch nicht in den Randgebieten nachgewiesen. Bisher konnte nur der Anstieg der besiedelten Fläche signifikant mit der Sukzession korreliert werden. Es zeigt sich, dass die Art die Äcker erst spät nach der Umstellung auf ökologischen Landbau besiedelte und mutmaßlich durch den ökologischen Landbau gefördert wurde. Die Untersuchungszeit ist für eine endgültige Abschätzung des Einflusses der Umstellung auf diesen Späteinwanderer jedoch noch zu gering.

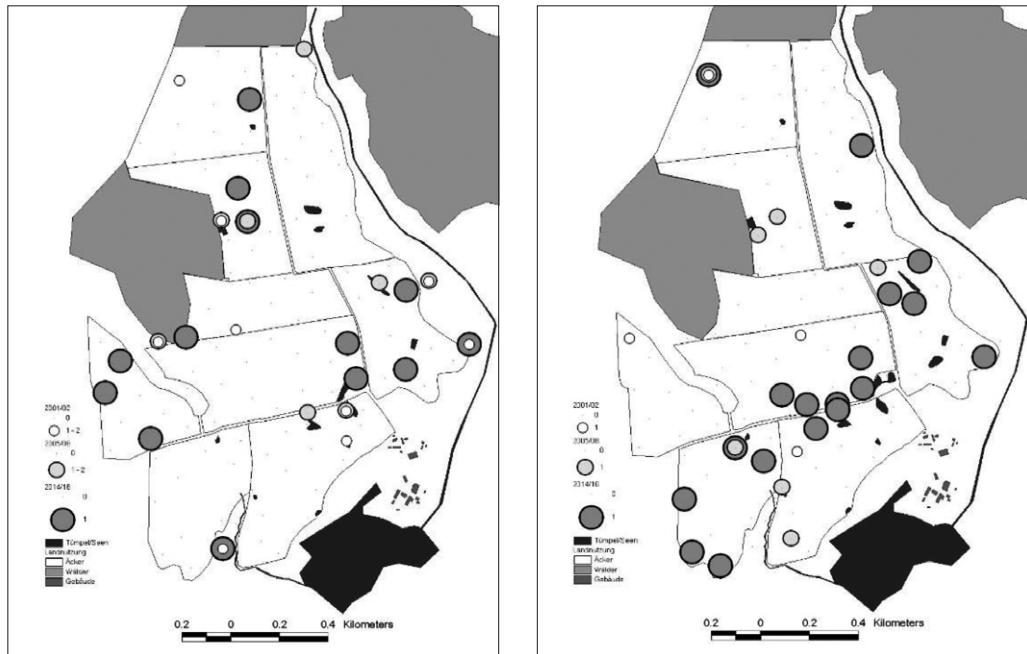


Abb. 54: Verbreitung von *Acupalpus exiguus* (links) und *A. meridianus* (rechts) von 2001/02 bis 2014/16.

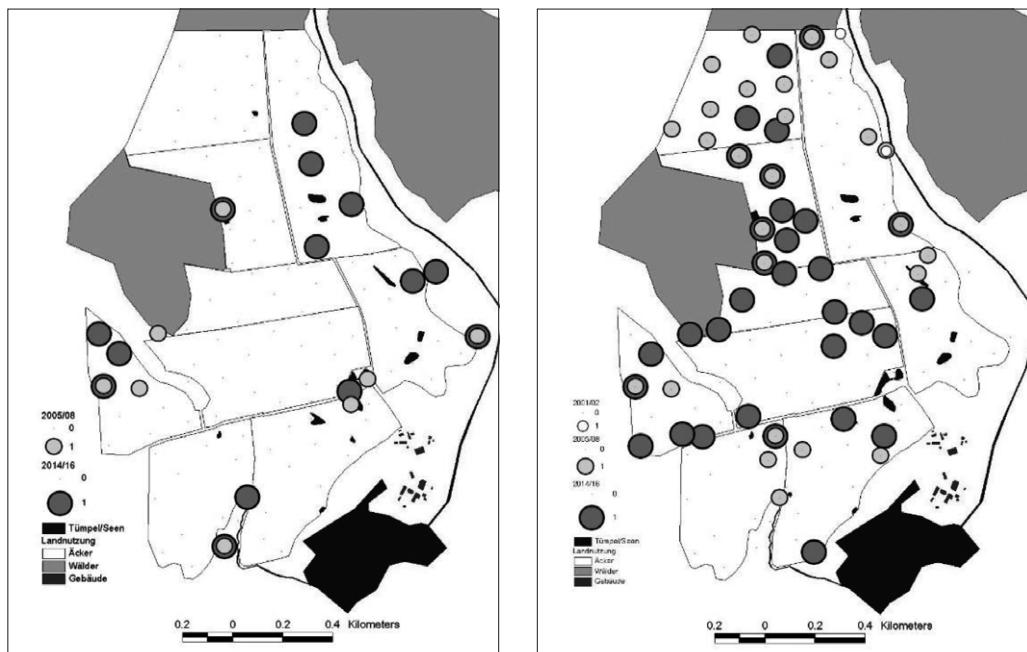


Abb. 55: Verbreitung von *Agonum moestum* (links) und *A. sexpunctatum* (rechts) von 2001/02 bis 2014/16.

3.2. Einwanderungs- und Rückzugsprozesse von Arten

3.2.1. Arten mit zunehmender Abundanz

Acupalpus exiguus

Die hauptsächlich in den Randbereichen vorkommende, feuchteliebende Art trat zu Beginn unter mehrheitlich konventionellem Anbau verstreut auf den Ackerflächen auf, die nicht auf eine gemeinsame Quelle der Ausbreitung hindeuten (Abb. 54). Vielmehr schien die Art aus verschiedenen Quellgebieten mit feuchten Lebensbedingungen zufallsverteilt in die Äcker zu fliegen. Die Ausbreitungszentren, aus denen die Besiedlung der ökologischen Ackerflächen erfolgten, waren die feuchten Grünländer im Duvensee- und Mühlenbachtal sowie der zentrale Sollkomplex und das nordwestliche Soll am Waldrand. Von dort hatte sich die Art bis 2005/08 nur wenig, bis 2014/16 weiter in die Äcker ausgebreitet, so dass 15 Jahre nach der Umstellung nur Teile der zentralen Ackerflächen und des nordwestlichen, vom Wald umrandeten Bereiches nicht besiedelt waren. Während die Entfernung vom Rand nach dem gewichteten Mittel 2001 bei 27 Metern lag, betrug sie 2016 77 Meter (Tab. 2). Die Kolonisationsgeschwindigkeit lag demnach bei drei Metern pro Jahr. Allerdings schwankte die Eindringung in die Äcker stark zwischen den Jahren, was auf die gute Flugfähigkeit der Art zurückzuführen ist. Eine Nutzung der Äcker wird somit durch den ökologischen Anbau erleichtert, eine dauerhafte Ansiedlung bleibt aber schon wegen der durchschnittlich zu trockenen Lebensbedingungen ausgeschlossen. Die Überwindung der Ackerflächen bei einer Fernausbreitung scheint daher durch die ökologische Bewirtschaftung erleichtert.

Acupalpus meridianus

Die für offene Ackerflächen charakteristische Art kam in den beiden ersten Jahren der Untersuchung unter vorwiegend konventionellem Ackerbau nur selten und in verschiedenen Ackerbereichen vor. Dies lässt auf einen randomisierten Einflug dieser flugaktiven Art schließen. Auch nach ca. fünf Jahren war noch kein zusammenhängendes Besiedelungsgebiet erkennbar (Abb. 54). Es gab aber zwei Akkumulationsbereiche, einen im Westen vor dem Soll des Waldes und einen im Süden. Während sich die westliche Teilpopulation in den Folgejahren nicht etablieren konnte, stabilisierte sich die südliche in einem großen, weitgehend geschlossenen Besiedlungslebensraum. Die Zunahme der sporadischen Vorkommen im Osten und Norden deuten auf eine weitere Ausbreitung hin, die von dem geschlossenen Besiedlungsbereich erfolgt sein könnte. Es dürfte daher interessant sein, ob diese Art sich weiter auch in anderen Ackerflächen dauerhaft ansiedeln kann, um letztlich die gesamte Ackerfläche einzunehmen. Das gewichtete Mittel der Entfernung vom Feldrand sank kontinuierlich von 2001 bis 2016. Dies deutet ebenfalls darauf hin, dass die Art in die Äcker einfiegt und dort mehr zentrale Bereiche nutzt. Die Kolonisation in den Äckern erfolgte daher von den zentralen Bereichen zu den Rändern durch Ausweitung des Besiedlungsgebietes. Insgesamt dehnte sich der Besiedlungsraum von 128 Meter vom Rand bis 59 Meter vom Rand aus, was einer Ausdehnung von fünf Metern pro Jahr entspricht.

Agonum emarginatum

Diese feuchteliebende, im Untersuchungsgebiet vornehmlich in den Randflächen zu den feuchten Bachläufen vorkommende Art trat unter vornehmlich konventioneller Bewirtschaftung nur in den Randbereichen auf. Quellgebiete waren das Soll am Wald im Westen, das Duvensee- und Mühlenbachtal, sowie der zentrale Sollkomplex. Nach fünf Jahren hatte sich der Nutzungsraum

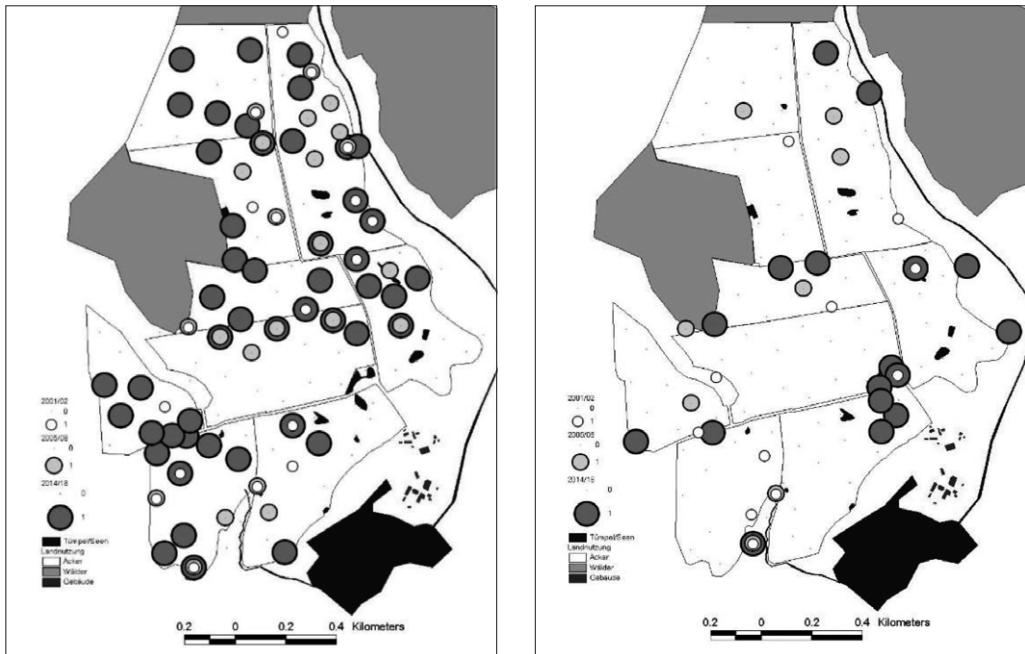


Abb. 56: Verbreitung von *Amara aenea* (links) und *A. communis* (rechts) von 2001/02 bis 2014/16.

etwas weiter in die Äcker vorgeschoben, blieb aber auf die nähere Umgebung der Quellgebiete begrenzt. Nach 15 Jahren hatte er sich erweitert und war im Nordosten deutlich tiefer in die angrenzenden Äcker vorgedrungen (Abb. 55). Das gewichtete Mittel der Entfernung vom Rand über den gesamten Untersuchungszeitraum nahm um 26 Meter zu, wobei die größere Ausbreitung in die letzten acht Jahre fällt. Die Ausbreitungsgeschwindigkeit in die Äcker betrug in den 15 Jahren ca. 1,4 Meter pro Jahr.

Agonum sexpunctatum

Diese Offenland bevorzugende Art trat unter konventioneller Bewirtschaftung nur am nordöstlichen Ufer des Duvenseebaches auf. Man kann daher diesen Offenland-Bereich zwischen den Wäldern auf beiden Seiten des Duvenseebaches als Einfallstor für diese Art in den Untersuchungsraum ansehen. Von dort hatte sie sich in den Folgejahren hauptsächlich in den Norden (besonders den Nordwesten) ausgebreitet. Es wurden aber bereits einzelne Teile der Äcker im Süden und Südwesten besiedelt. Nach 15 Jahren schien sich ein geschlossener Besiedlungsraum im zentralen bis zentralwestlichen Raum abzuzeichnen, während das zwischenzeitlich geschlossene Besiedlungsgebiet im Nordwesten zwischen den Wäldern aufgegeben wurde (Abb. 55).

Unter konventioneller Bewirtschaftung kam die Art nur im Randbereich vor. Nach 15 Jahren lag dagegen das gewichtete Mittel der Entfernung vom Feldrand bei 83 Metern. Dies entspricht einer Ausbreitungsgeschwindigkeit von 5,5 Metern pro Jahr. Die Verteilung lässt vermuten, dass die Art durch das nordöstliche „Einfallstor“ in das Untersuchungsgebiet eindrang und sich von dort in die Äcker ausbreitete. Am Ende des Untersuchungszeitraums begann sich auf optimalen Flächen ein geschlossenes Besiedlungsgebiet zu etablieren.

Amara aenea

Auch *Amara aenea*, die trockenes Offenland auf meist sandigen Böden bevorzugt, war bereits unter konventioneller Bewirtschaftung auf der gesamten Ackerfläche sporadisch vorhanden. Ein Schwerpunkt lag im nordöstlichen Bereich, wo sie anfangs häufiger vorkam als im zentralen oder südwestlichen Bereich (Abb. 56). Diese flugfähige Art konnte sich im Laufe der Sukzession deutlich ausbreiten, wobei zunächst der nördliche Teil des Ackers verstärkt, aber bis 2014/16 weite Teile im Norden und Südwesten durchgehend besiedelt wurden. Nur das Zentrum auf der Stutenkoppel oder nasse Bereiche zu den Bächen oder dem Mühlensee wurden gemieden.

Obwohl *A. aenea* bereits 2001/02 unter konventioneller Bewirtschaftung weit im zentralen Acker vorkam, ließ sich im Laufe der Umstellung ein weiteres Eindringen in den zentralen Acker nachweisen. Lag die mittlere Entfernung 2001/02 noch bei 95 Meter vom Rand, stieg sie 2005/08 auf 99 Meter und 2014/16 auf 110 Meter an. Damit erhöhte sich in den 15 Jahren die Entfernung vom Rand um 1,5 Meter/Jahr.

Amara communis

Amara communis ist wie *Amara aenea* flugfähig und bevorzugt Offenland. Im Gegensatz zu *A. aenea* präferiert sie aber mesohygres Grünland, so dass sie den Acker aus den feuchten Randbereichen her besiedelt (Abb. 56). Daher kam sie 2001/02 vornehmlich im Randbereich zum Mühlens- und Duvenseebach sowie nahe des zentralen Sollkomplexes vor. Bis 2005/08 hatte sie sich nur wenig ausgebreitet, aber bereits im Norden die zentral liegenden Ackerbereiche besiedelt. Bis 2014/16 wurde insbesondere der Nahbereich um den zentralen Sollkomplex zu einem einheitlichen Besiedlungsraum erweitert. Obwohl sie auch in anderen Teilen des Ackers vorkam, schien sich dort kein größeres zusammenhängendes Populationsgebiet entwickelt zu haben.

Entsprechend der ökologischen Präferenz für mesohygre Biotope ließ sich für *A. communis* keine deutliche Einwanderung in die trockeneren Ackerbereiche nachweisen. Sie kam unter konventioneller Bewirtschaftung 2001/02 in einer mittleren Entfernung von 22 und 2014/16 von 21 Metern von Randbereichen vor. 2005/08 konnte gleichwohl ein Wert von 113 Metern erreicht werden (Tab. 2). Die Niederschlagswerte dieser Jahre waren aber höher als in den Vorjahren oder den nachfolgenden Jahren. Ein weiteres Eindringen in den Acker scheint damit zum größten Teil von den Klimabedingungen der Einzeljahre abzuhängen. Trotzdem war die Ausbreitung um den zentralen Sollkomplex auffällig, unabhängig von der jährlichen Niederschlagsverteilung. Daher profitierte die Art nur bei günstigen humiden Mikroklimaten oder Bodeneigenschaften vom ökologischen Landbau. Wo solche Standortsbedingungen im Kontakt zu Quellbiotopen vorhanden sind, kann sie auch auf dem ökologischen Acker ihr Populationsgebiet ausweiten.

Amara familiaris

Wie die anderen *Amara*-Arten ist *A. familiaris* flugfähig und kann auf diesem Wege den ökologischen Acker besiedeln. Die schon 2001/02 registrierten Vorkommen deuten darauf hin, dass *A. familiaris* aus Rändern des nordöstlichen Duvenseebachs, des südlichen Gebietes am Mühlensee und des südwestlichen Areals am Mühlbachtal sporadisch in die Äcker einwanderte (Abb. 57). Ein zusammenhängendes Populationsgebiet ließ sich aber noch nicht belegen. Von diesen Quellen aus erweiterte sich der Lebensraum, bis endlich 2014/16 die gesamte Ackerfläche besiedelt wurde.

Die erfolgreiche Nutzung des Ackers selbst unter konventionellen Anbaubedingungen lässt sich auch anhand der mittleren Entfernung von den Randbereichen ablesen. Die zentralen Teile,

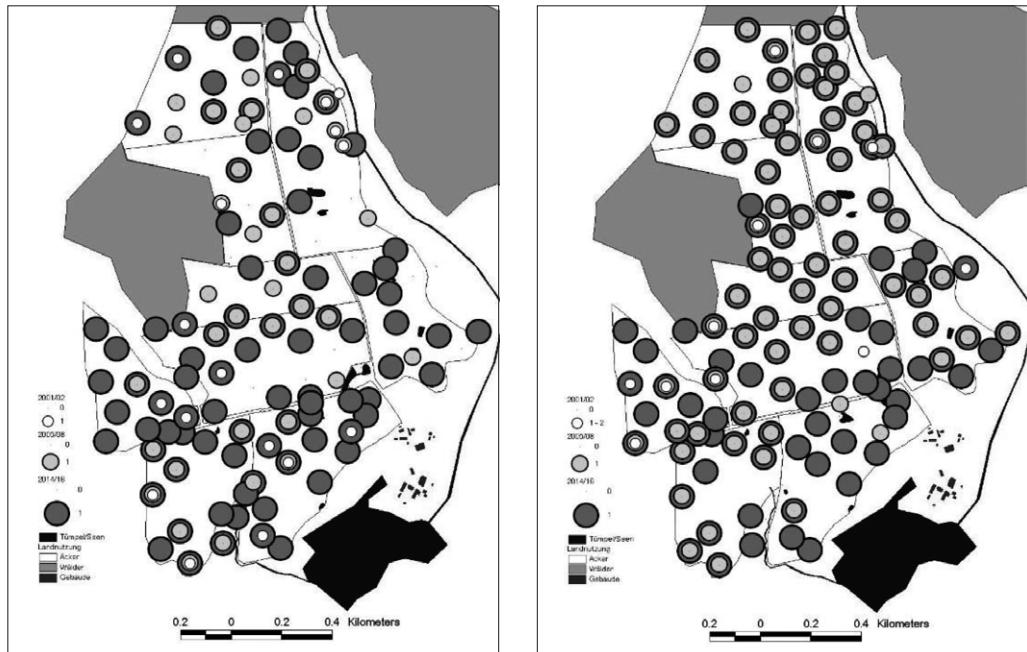


Abb. 57: Verbreitung von *Amara familiaris* (links) und *Bembidion lampros* (rechts) von 2001/02 bis 2014/16.

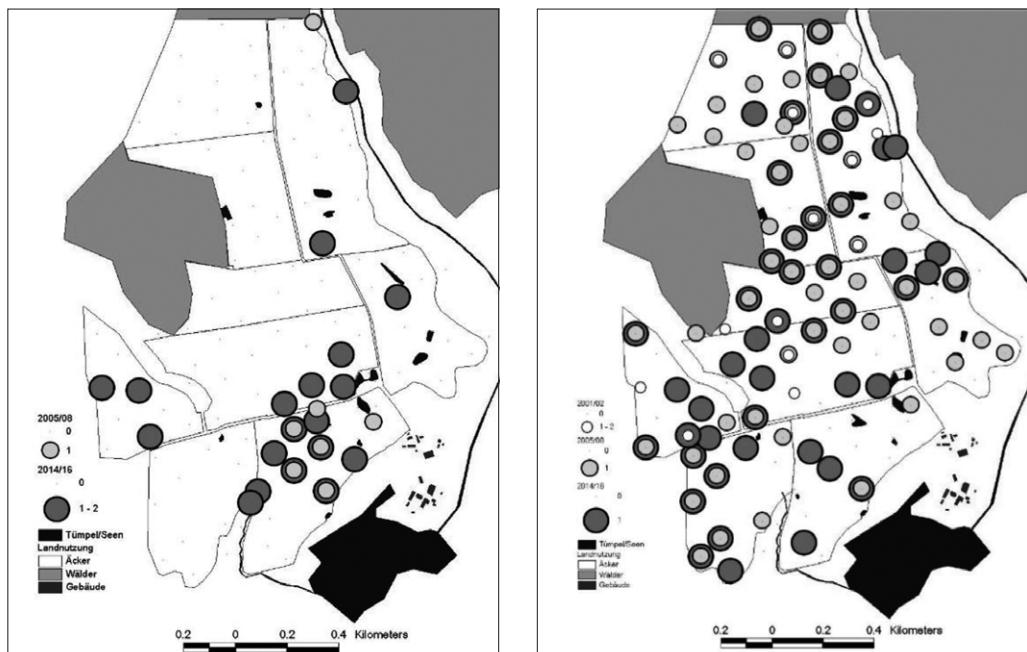


Abb. 58: Verbreitung von *Bembidion obtusum* (links) und *Bembidion properans* (rechts) von 2001/02 bis 2014/16.

die unter konventionellen Anbaubedingungen noch frei bleiben, wurden unter ökologischen Anbaubedingungen alle besiedelt. Daher steigt die mittlere Entfernung vom Ackerrand nur mäßig von 74 Metern in 2001/02 auf 90 Meter in 2014/16. Zwischenzeitlich wurden sogar 131 Meter Entfernung von Randbereichen gemessen. Die Einwanderungsgeschwindigkeit lag in den 15 Jahren zwischen 2,3 und 3,8 Meter pro Jahr.

Bembidion lampros

Ebenso wie die *Amara*-Arten sind auch *Bembidion*-Arten sehr gut flugfähig, so dass sie geeignete Lebensräume schnell besiedeln können. Dies traf auch auf *B. lampros* zu. Von *B. lampros* lagen aus der Zeit des konventionellen Landbaus 2001/02 ausschließlich Funde aus dem nordöstlich und südwestlichen Ackerbereichen vor (Abb. 57). Die Art flog unter diesen Bedingungen wahrscheinlich aus den angrenzenden Biotopen im Nordosten des Duvenseebaches und dem Südwesten in die untersuchten Äcker ein. Sie bildete aber unter konventionellen Anbaubedingungen keine dauerhaft zusammenhängende Population. Unter ökologischen Anbaubedingungen schritt die Besiedlung der Äcker rasch voran, so dass bereits 2005/08 fast der gesamte Acker genutzt wurde. Bis 2014/16 folgte dann nur noch eine kleinflächige Erweiterung des bis dahin bereits bestehenden einheitlichen Populationsgebietes auf dem Acker.

Dieser Einwanderungsprozess wurde auch aus den mittleren Entfernungen von den Randbereichen ersichtlich (Tab. 2). Zu Beginn lag diese bei 57, 2014/16 bei 95 Metern vom Rand. Damit reagiert *B. lampros* auf ökologische Anbaubedingungen sehr rasch mit der Nutzung geeigneter Ackerflächen.

Bembidion obtusum

Das ebenfalls flugfähige *B. obtusum* ist eine vornehmlich im Winter aktive Laufkäferart. Unter konventionellen Anbaubedingungen war sie, die Grünlandbrachen oder sonstige wenig gestörte Grünländer bevorzugt (Irmler 2001), noch nicht vorhanden (Abb. 58). Sie flog aber nach der Konversion auf ökologischen Landbau relativ rasch ein, so dass bereits 2005/08 einzelne Tiere im Nordosten und im Süden gefunden wurden. Nur im Süden zwischen dem zentralen Sollgebiet und dem Duvensee gelang es der Art, ein zusammenhängendes, einheitliches Populationsgebiet aufzubauen. Die Einwanderungsgeschwindigkeit von *B. obtusum* war kaum exakt zu berechnen, da die Art wahrscheinlich durch Einflug aus weit entfernten Gebieten in das Untersuchungsgebiet kam. Die mittlere Einwanderungsgeschwindigkeit für den ersten Zeitraum von 2001 bis 2005/08 beträgt elf Meter pro Jahr, was für diese kleine Art sehr hoch ist und nur mit einem Einflug zu erklären ist. Für den gesamten Zeitraum wären es nach 15 Jahren sieben Meter pro Jahr. Da sich die Art aber nur vom Quellgebiet am zentralen Sollkomplex weiter ausbreitete, darf man für die weitere Einwanderungsgeschwindigkeit nur den Zeitraum von 2005/08 bis 2014/16 verwenden, in dem der Wert nur einen Meter pro Jahr betrug. Dieser Wert dürfte dem tatsächlichen Laufpotential der Art besser entsprechen. Daher sind zwei Prozesse bei der Besiedlung von *B. obtusum* zu unterscheiden: (1) der Einflug aus weit entfernten Bereichen, der sehr langsam sein kann, wie man aus dem langen Zeitraum von mindesten fünf Jahren seit der Umstellung für die Etablierung einer Gründerpopulation erkennen kann, und (2) die kleinräumige Ausbreitung an der Bodenoberfläche aus dem Quellgebiet der Gründerpopulation.

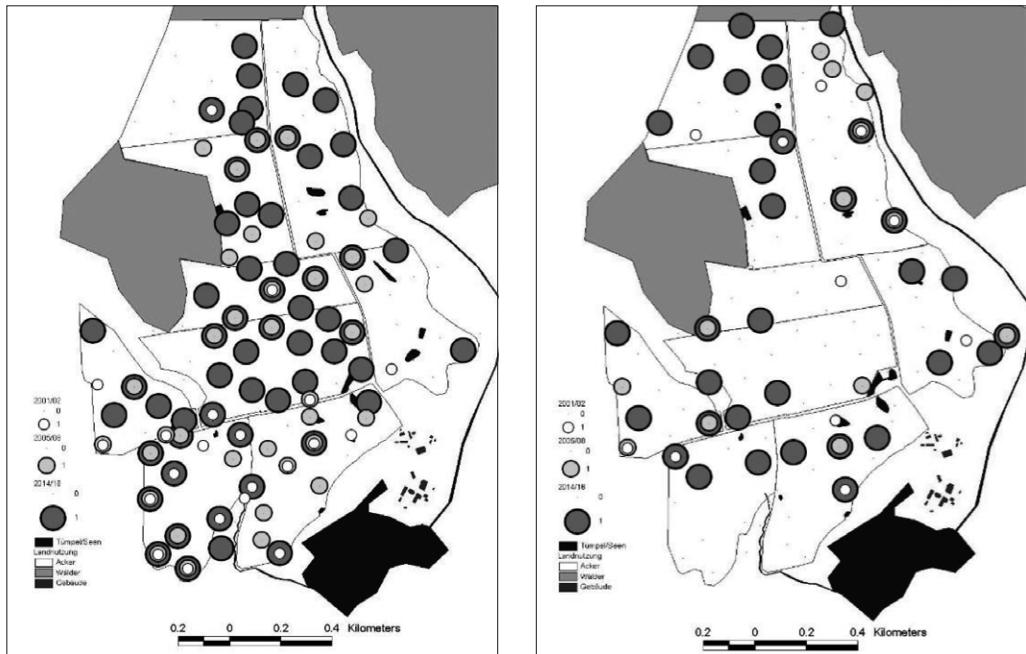


Abb. 59: Verbreitung von *Calathus fuscipes* (links) und *Calosoma maderae* (rechts) von 2001/02 bis 2014/16.

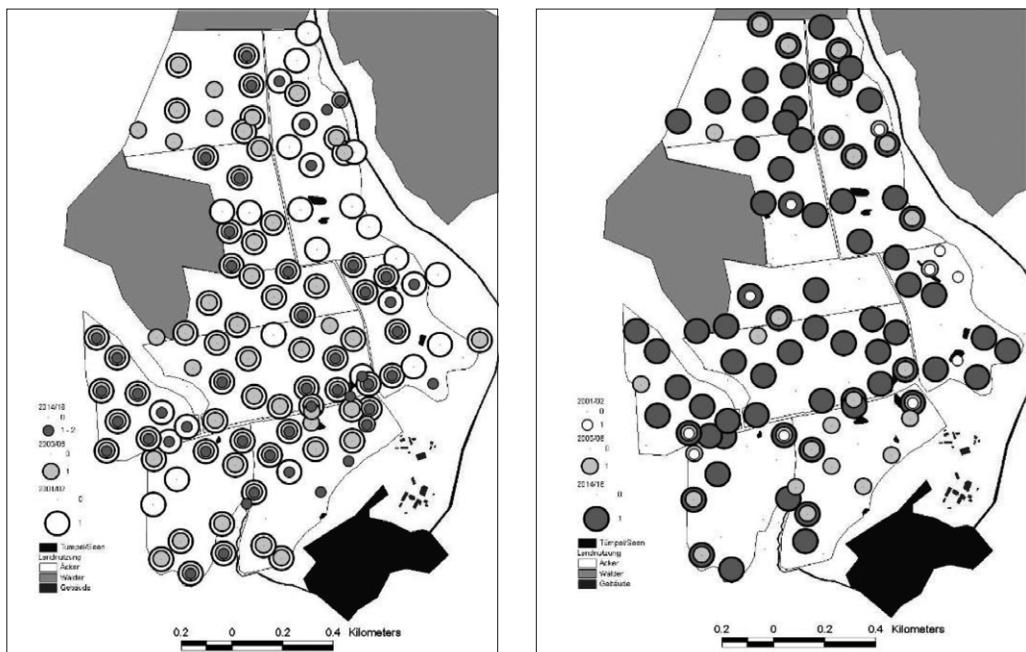


Abb. 60: Verbreitung von *Clivina fossor* (links) und *Demetrias atricapillus* (rechts) von 2001/02 bis 2014/16.

Bembidion properans

Wie viele andere Laufkäferarten scheint *B. properans* auch aus dem Nordosten und dem Südwesten in das Gebiet zu gelangt zu sein, da die Funde aus den Jahren 2001/02 vornehmlich in der Nähe dieser Grenzen lagen (Abb. 58). Bis 2005/08 hat sich *B. properans* aber über fast den gesamten Acker ausgebreitet. Auch 2014/16 lagen die Nachweise hauptsächlich an den Grenzen zu diesen Regionen. Der Grenzbereich zum Wald im Nordwesten und die Niederung im Südosten wurden anscheinend nur sporadisch von der gut flugfähigen Art genutzt.

Die Flugausbreitung der Art ist aus den mittleren Entfernungen vom Rand zu erkennen. Sie betrug im Jahr 2001/02 bereits 100 Meter vom Rand, im Jahr 2005/08 104 Meter vom Rand und 2014/16 112 Meter vom Rand. Eine Eindringung in den Acker durch Mobilität an der Bodenoberfläche ist daher kaum anzunehmen. Auch wenn *B. properans* anscheinend von der Umstellung auf den ökologischen Anbau profitierte, flog sie möglicherweise jährlich von neuem in die Äcker ein. Die Flächennutzung hing in diesem Fall von den Bedingungen auf dem Acker ab und schwankte zwischen den Jahren. Trotzdem konnte der ökologische Acker in den gesamten Nutzungsraum der Art besser eingebunden werden als der konventionell genutzte Acker, wie die Entwicklung der Populationsgröße erkennen lässt.

Calathus fuscipes

Calathus fuscipes weist einen Flügeldimorphismus auf. Daher existieren Individuen mit entwickelten und solche mit unterentwickelten Flügeln in einer Population. Die Verteilung über die Jahre belegte deutlich ein Eindringen aus dem Südwesten des Gebietes (Abb. 59). Hier wurde die Art bereits 2001/02 unter konventionellen Anbaubedingungen häufig gefunden. Beides, ein Einflug, aber auch eine Ausbreitung an der Bodenoberfläche war daher möglich. Im Norden wurde *C. fuscipes* nur vereinzelt nachgewiesen, so dass für diese Region ein Einflug am wahrscheinlichsten war. Bis 2005/08 war der südliche Teil bereits flächendeckend besiedelt und bildete ein geschlossenes Populationsgebiet. Der Norden war dagegen nur lückenhafter besiedelt, ließ aber trotzdem schon einen Anschluss an das südliche Besiedlungsgebiet erkennen. Bis 2014/16 war fast der gesamte Acker ein geschlossener Besiedlungsraum. Nur die feuchten Bereiche zur Duvenseebachniederung und zum Mühlensee wurden gemieden. Möglich waren daher sowohl eine Einwanderung aus Südwesten als auch ein Einflug mit Bildung einer Gründerpopulation im Norden. Der Einflug zu Beginn der Umstellung kam auch in den mittleren Entfernungen vom Rand zum Ausdruck, die 2001/02 81 Meter vom Rand betrug, 2005/08 101 Meter. Bis 2014/16 veränderte sich dieser Wert mit 108 Metern vom Rand kaum. Damit lag die Einwanderungsgeschwindigkeit in den ersten acht Jahren bei ca. zwei Metern pro Jahr und stagnierte danach.

Calosoma maderae

Alle *Calosoma*-Arten sind groß und flugfähig. Da sich *C. maderae* hauptsächlich von Schmetterlingsraupen im Agrarbereich ernährt, macht sie weite Suchflüge, um ihre Nahrungsquelle zu entdecken. So war *C. maderae* auch schnell nach der Umstellung auf ökologischen Landbau auf den untersuchten Äckern nachzuweisen (Abb. 59). In den Jahren 2001/02 wurde sie vor allem im nördlichen Teil, der gerade im Herbst 2001 umgestellt war, sporadisch gefunden. Sie schien je nach Nahrungsangebot in den Acker einzufliegen, so dass die Mengen zwischen den Jahren stark schwankten. Trotzdem konnte sie zunehmend weite Teile des Ackers nutzen, insbesondere im Norden und Südwesten. Aber die zentrale Region im Bereich um die Stutenkoppel blieb ausge-

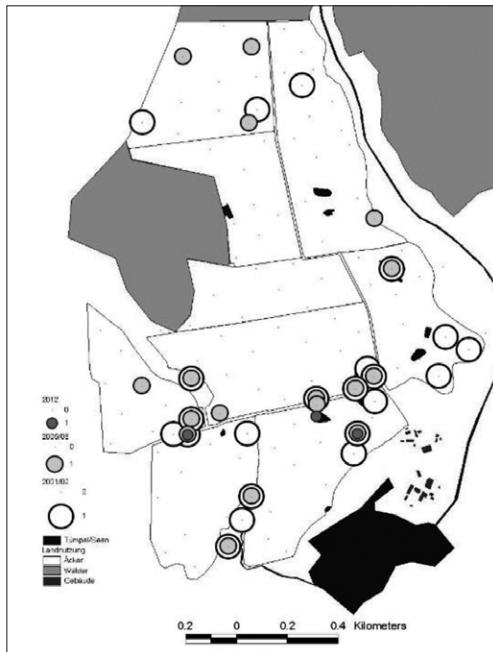


Abb. 61: Verbreitung von *Harpalus affinis* (links) und *Harpalus rubripes* (rechts) von 2001/02 bis 2014/16.

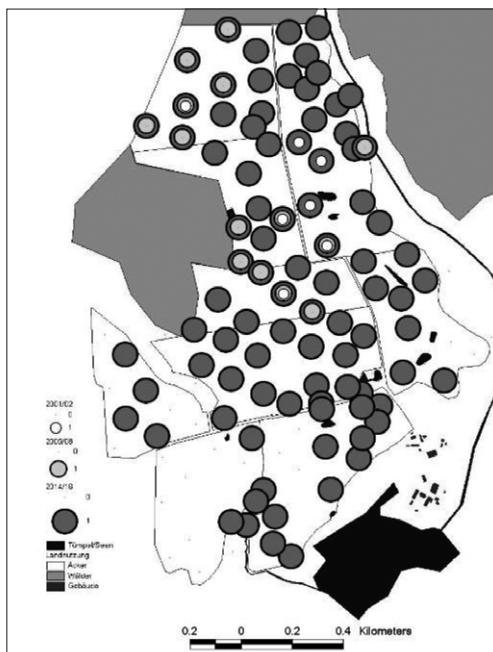


Abb. 62: Verbreitung von *Carabus auratus* (links) und *Nebria salina* (rechts) von 2001/02 bis 2014/16.

schlossen. Dies mag daran liegen, dass der Einflugweg dorthin zu weit von den Rändern entfernt liegt, oder an den mangelnden Nahrungsressourcen. Die Einwanderung war damit kein andauerner Prozess, sondern ein jährlich neu einsetzendes Ereignis. Dafür spricht auch die konstante mittlere Entfernung von den Randbereichen, die in allen Jahren zwischen ca. 90 und 100 Metern lag. Über diese Entfernung hinaus verbreiten sich möglicherweise nur wenige sehr mobile einzelne Individuen, die bei mangelnden Nahrungsressourcen weite Suchflüge durchführen. Damit würden für die Art nicht nur die ökologische Anbauweise, sondern auch die Schlaggröße von Bedeutung für die Nutzung der Agrarflächen sein.

Carabus auratus

Der Einwanderungsprozess von *Carabus auratus* entspricht nicht einer ausschließlich natürlichen Sukzession des Einwanderungsprozesses, da die Art im Herbst 2001 im nördlichen Zentrum ausgesetzt wurde. Sie war daher bereits in der näheren Umgebung des Aussetzungspunktes im Zeitraum 2001/02 unter vorwiegend konventionellen Anbaubedingungen vorhanden (Abb. 62). Allerdings war dies bis 2002 nur im bereits umgestellten Bereich der Fall. Unter natürlichen Bedingungen wäre die Art, die als charakteristisch für ökologischen Landbau gilt, zu diesem frühen Zeitpunkt sicherlich nicht auf den Äckern aufgetreten, sondern erst im weiteren Verlauf bis 2008 oder sogar später eingedrungen. So konnte die Wiederbesiedlung des Ackers von einer bereits im Zentrum vorhandenen kleinen Population ausgehen. Die mittlere Entfernung von den Randbereichen lag daher über den gesamten Zeitraum konstant bei etwa 110 Metern. Dieser hohe Wert zeugt überdies von der Präferenz für die Ackerstandorte, die die Art auch im Winter nicht verlässt.

Chlaenius nigricornis

Diese hygrophile Art trat nur zu den Rändern feuchter Habitate, z. B. zum Mühlenseebach, Duvenseebach oder zu einzelnen Söllen, auf. Sie kam unter den vorwiegend konventionellen Anbaubedingungen nur wenige Meter vom Rand vor, während sie später bei ökologischem Anbau im Mittel bis zu 60 Meter vom Rand auftrat. Sie konnte also weitere Bereiche des ökologischen Ackers nutzen als unter konventionellen Anbaubedingungen. Da sie flugfähig ist, kann sie auch weite Entfernungen schnell zurücklegen. Die Einwanderungsgeschwindigkeit lag bei sieben Metern pro Jahr in den ersten fünf bis acht Jahren und nur noch zwei Meter pro Jahr im folgenden Zeitintervall.

Clivina fossor

Diese flügeldimorphe Art war auf dem Acker bereits unter konventionellen Anbaubedingungen auch im Ackerzentrum weit verbreitet (Abb. 60). Eine Ausdehnung des Lebensraumes unter ökologischen Anbaubedingungen war daher nicht vorhanden. Das ergab sich auch aus den mittleren Entfernungen vom Ackerrand, die in der gesamten Zeit bei etwa 80 bis 90 Metern lag, obwohl die Gesamtmenge und die genutzte Fläche signifikant zurückgingen. Demnach kann die Art den gesamten Ackerbereich unter ökologischen Anbaubedingungen immer noch potentiell nutzen.

Demetrias atricapillus

Auch *Demetrias atricapillus* ist eine geflügelte Art und konnte daher den Acker durch Einflug schnell besiedeln. Die Vorkommen in den Jahren 2001/02 belegten, dass die Art unter vorwiegend konventionellen Anbaubedingungen nur nahe ihrer Quellhabitatem, den feuchten, nicht genutzten

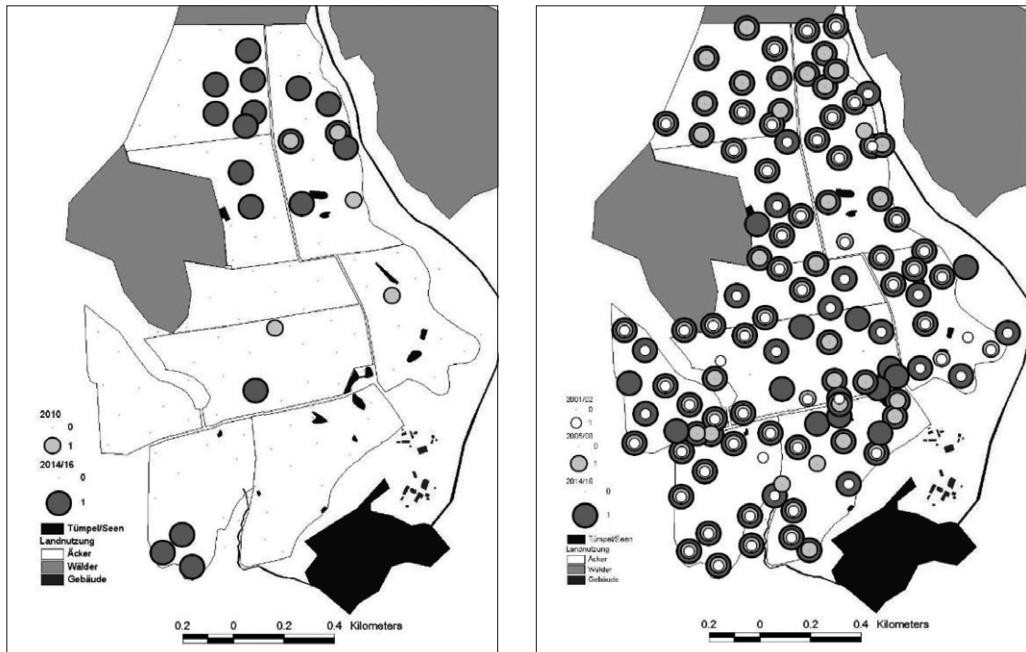


Abb. 63: Verbreitung von *Poecilus lepidus* (links) und *Poecilus versicolor* (rechts) von 2001/02 bis 2014/16.

Randgebieten zu den Niederungen und den Söllen, vorkam (Abb. 60). Durch ihre Flugfähigkeit nutzte sie bereits unter konventionellen Anbaubedingungen relativ entfernte Teile des Ackers. Die mittlere Entfernung vom Rand stieg im Lauf der ökologischen Nutzungsphase schnell von ca. 60 Metern auf ca. 90 Meter vom Rand. Möglicherweise weist dieses Verhalten darauf hin, dass sie sich dauerhaft im ökologischen Acker etabliert hatte und nicht jährlich einwanderte. Die Einwanderungsgeschwindigkeit stieg nur im ersten Zeitintervall, in dem sie ca. drei Meter pro Jahr betrug. Danach stagnierte der Wert, so dass bereits nach fünf bis acht Jahren der Einwanderungsprozess als beendet angesehen werden konnte.

Harpalus affinis

Diese flugfähige Art war bereits in den Jahren 2001/02 unter vorwiegend konventionellen Anbaubedingungen auf dem gesamten Acker vertreten (Abb. 61), konnte aber unter ökologischen Anbaubedingungen ihren Lebensraum ausweiten. Dieser Prozess erfolgte aber nicht durch ein weiteres Eindringen in den Acker, sondern nur über kleinräumige Ausbreitung. Daher stagnierte die Entfernung vom Rand über den gesamten Untersuchungszeitraum bei etwa 100 bis 110 Metern. Die Art bestätigte sich als charakteristische Art der Äcker, die die Randbereiche meidet. Der Befund zeigt aber auch, dass eine großräumige Ausbreitung durch die Umstellung nicht gefördert wird.

Harpalus rubripes

Die Gesamtanzahl der flugfähigen Art *Harpalus rubripes* nahm im Laufe der Sukzession zu. Die Art war aber nicht in der Lage, weite Flächenanteile zu nutzen (Abb. 61). Die mittlere Entfer-

nung von den Randbereichen verharrte in der gesamten Zeit zwischen 80 und 100 Metern. Eine Einwanderung mit dauerhafter Etablierung ist daher nicht zu erwarten.

Microlestes minutulus

Dieser flugfähigen Art gelang die Etablierung auf dem ökologischen Acker erst nach fünf Jahren. In diesem Zeitraum flog sie in verschiedene Bereiche ein, so dass sie gleich zu Beginn der Etablierung weit vom Rand entfernte Gebiete nutzen konnte. Die Einwanderungsgeschwindigkeit in der Etablierungsperiode erreicht mit zehn Metern pro Jahr einen hohen Wert, während sie in den Folgejahren stagnierte. Möglicherweise gelang der Einflug sowohl aus dem Nordosten als auch aus dem Südwesten, da in diesen Regionen die ersten Nachweise auftraten. Anscheinend war das Gebiet mit seinen südexponierten Hängen für die wärmeliebende Art auf Dauer günstiger. Jedenfalls trat sie dort in den letzten Jahren vermehrt auf.

Nebria salina

Nebria salina ist eine flugfähige Art und wurde bereits 2001 mit einem Exemplar im Ackerbereich gefunden. Aber erst ab 2008 gelang es der Art, eine stabile, wachsende Population aufzubauen. Da sie flugfähig ist, kann der erste Fund auf einen Irrgast zurückgeführt werden, der nicht zu einer beständigen Populationsetablierung führte (Abb. 62). Darauf deutet die Entfernung von 60 Metern vom Rand hin. Nach 2008 erfuhr die Population ein exponentielles Wachstum, das dazu führte, dass bis 2016 fast der gesamte Untersuchungsbereich teilweise dominant besiedelt war. In der Folge konnte sich *N. salina* bis zum Ackerzentrum ausbreiten. Auch die Etablierung nach 2008 schien auf einfliegende Individuen zurückzugehen, da die mittlere Entfernung vom Rand bereits bei 90 Metern lag. Dieser Wert blieb bis 2016 bestehen. Die Art scheint vom Südwesten in das Untersuchungsgebiet eingewandert zu sein, da sie bis 2010 vor allem im Südwesten und Westen des Gebietes auftrat und erst danach die östlichen Ackerflächen besiedelte. Der Norden blieb 15 Jahre nach der Umstellung wenig bis unbesiedelt.

Poecilus cupreus

Poecilus cupreus ist flugfähig und war bereits unter vorwiegend konventionellen Anbaubedingungen im Acker weit verbreitet. Auch wenn die Gesamtmenge und der Nutzungsbereich im Laufe der Sukzession zunahm, fand auf dem Acker nur eine kleinräumige Ausbreitung statt. Dies ergaben auch die mittleren Entfernungen von den Randbereichen, die in allen Jahren zwischen 90 und 100 Metern vom Rand lagen.

Poecilus lepidus

Diese flügeldimorphe Art wanderte erst nach zehn Jahren in den Acker ein. Dies geschah wahrscheinlich mit flugfähigen Individuen, da sie bereits zu Beginn der Etablierung an vom Rand entfernten Stellen auftrat (Abb. 63). Für diese Individuen ließ sich eine Einwanderungsgeschwindigkeit von über zehn Metern pro Jahr berechnen. Sie konnte sich in den Folgejahren etablieren, so dass danach die Wanderungsgeschwindigkeit stagnierte. Somit ist die Einwanderung in den Acker auf flugfähige, die Ausbreitung innerhalb der Ackerfläche aber auf Individuen zurückzuführen, die sich an der Bodenoberfläche fortbewegten. Aus der räumlichen Verteilung lässt sich erkennen, dass die erste Einwanderung aus dem Nordosten geschah. Dort trat die Art erstmals 2010 auf und konnte sich in den Folgejahren festsetzen.

Die Individuen im Ackerzentrum führten dagegen nicht zu einer Vergrößerung der Besiedlungsfläche. Anscheinend fand in der Zeit zwischen 2010 und 2016 eine zweite Einwanderung aus Südwesten statt. Dort konnten bis 2010 keine Nachweise erfolgen. Trotzdem trat 2014/16 *P. lepidus* dort in einem kleinen, geschlossenen Gebiet auf. Möglicherweise drangen somit flugfähige Individuen von außen sporadisch in den Acker ein und konnten unter den günstigen Bedingungen des ökologischen Ackers Populationen aufbauen. Zusätzlich kam es zu einer lokalen Ausbreitung durch am Boden laufende Individuen. Dieser Prozess dauert insgesamt etwa 15 Jahre.

Poecilus versicolor

Poecilus versicolor ist, wie *P. cupreus*, eine geflügelte Laufkäferart, die vor allem aus den angrenzenden Grünländern in den Acker einwanderte (Abb. 63). Sie wanderte auf breiter Front aus der östlichen Duvenseebach- und südlichen Mühlenseeniederung als auch aus dem westlichen trockeneren Grünland ein. Da sie flugfähig ist, trat sie auch unter vorwiegend konventionellen

Tabelle 2:
Mittlere Entfernung (m) vom Randbereich in drei Untersuchungsperioden.

Gattung Art / Jahr	2001/02	2005/08	2014/16
<i>Acupalpus exiguum</i>	30	17	77
<i>Acupalpus meridianus</i>	128	89	59
<i>Agonum moestum</i>	0	6	27
<i>Agonum sexpunctatum</i>	0	65	83
<i>Amara aenea</i>	95	99	110
<i>Amara familiaris</i>	73	131	90
<i>Bembidion obtusum</i>	0	80	99
<i>Bembidion properans</i>	100	104	112
<i>Calathus fuscipes</i>	72	101	108
<i>Calosoma maderae</i>	107	95	98
<i>Carabus auratus</i>	101	111	108
<i>Carabus granulatus</i>	65	68	85
<i>Chlaenius nigricornis</i>	12	68	43
<i>Clivina fossor</i>	86	92	75
<i>Demetrias atricapillus</i>	62	84	87
<i>Harpalus affinis</i>	111	105	101
<i>Harpalus latus</i>	23	58	41
<i>Harpalus rufipes</i>	101	95	94
<i>Harpalus rubripes</i>	105	94	81
<i>Microlestes minutulus</i>	0	72	58
<i>Nebria salina</i>	60	91	90
<i>Poecilus cupreus</i>	99	103	94
<i>Poecilus lepidus</i>	0	105	95
<i>Poecilus versicolor</i>	73	90	85
<i>Carabus coriaceus</i>	62	18	11
<i>Carabus nemoralis</i>	65	26	22
<i>Limodromus assimilis</i>	75	44	40
<i>Patrobus atrorufus</i>	70	4	25
<i>Pterostichus niger</i>	103	76	76
<i>Pterostichus vernalis</i>	48	52	50

Anbaubedingungen 2001/02 sporadisch in zentralen Ackerbereichen auf. Trotzdem konnte unter ökologischen Anbaubedingungen ein weiteres Eindringen in den Acker in zentrale Bereiche nachgewiesen werden. Dies war aber hauptsächlich in den ersten fünf Jahren der Fall. Hier wurde eine Einwanderungsgeschwindigkeit von etwas über einem Meter berechnet. In der letzten Phase stagnierte dieser Wert. Für *P. versicolor* war daher sowohl eine direkte Einwanderung aus den Randgebieten in die angrenzenden Äcker als auch ein Einflug in entferntere Ackerbereiche anzunehmen. Beide führten unter ökologischen Anbaubedingungen zur Etablierung einer geschlossenen Population, so dass bis 2016 der gesamte Acker durch *P. versicolor* besiedelt wurde.

3.2.2. Arten mit abnehmender Abundanz

Carabus coriaceus

Die große, nicht flugfähige Art *Carabus coriaceus* ist eine waldpräferierende Art mit großer Laufaktivität, wobei sie auch in den Acker eindringen kann (Abb. 64). Unter den vorwiegend konventionellen Anbaubedingungen trat sie weiter entfernt von den Ackerrändern auf (im Mittel 62 Meter vom Rand) als unter den Bedingungen des ökologischen Landbaus (Tab. 2). Dies hängt wahrscheinlich mit der offeneren Vegetation bei ökologischem Landbau zusammen (Schröter 2010; Irmler 2018), die ein weiteres Eindringen aus den angrenzenden, bewaldeten Bereichen unterband. Der Rückzug aus den Äckern lag in den drei Phasen konstant bei ca. drei bis dreieinhalb Metern pro Jahr. Für die Jahre 2014/16 betrug die mittlere Entfernung vom Rand nur noch elf Meter, wobei die maximale 2014 noch bei 60 Metern und 2016 nur bei 30 Metern lag.

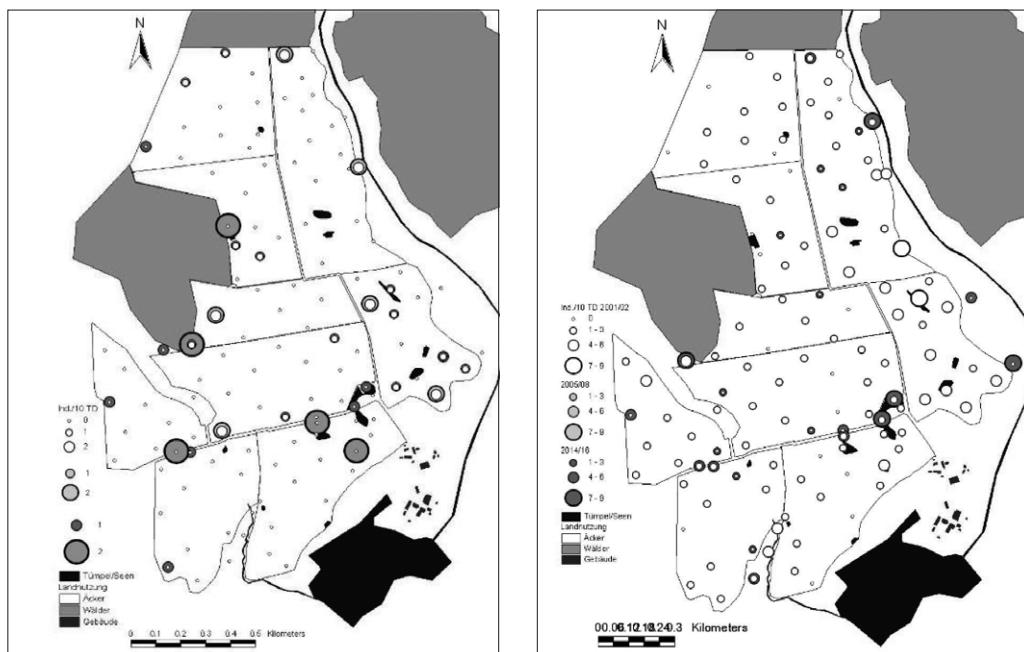
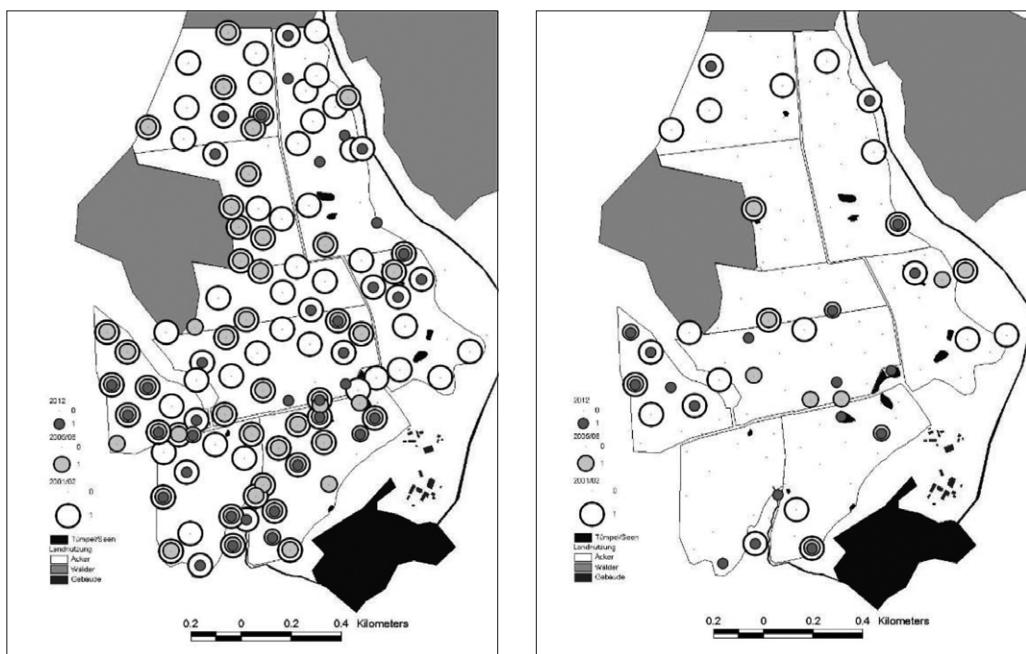


Abb. 64: Verbreitung von *Carabus coriaceus* (links) und *C. nemoralis* (rechts) von 2001/02 bis 2014/16.



Limodromus assimilis

Limodromus assimilis ist wie viele der waldpräferierenden Arten, die in den Acker einwandern, eine außerordentlich mobile Laufkäferart. Unter den vorwiegend konventionellen Anbaubedingungen 2001/02 war sie weit im Acker zu finden: bis in 240 Meter vom Rand entfernten Bereichen (Abb. 65). Unter den Bedingungen des ökologischen Landbaus erfolgte ein Rückzug, so dass nach 15 Jahren die mittlere Entfernung vom Rand nur durchschnittlich 40 Meter betrug und die zentralen Bereiche um 240 Meter Entfernung in den letzten zehn Jahren nicht mehr besiedelt wurden. Die Rückzugsgeschwindigkeit betrug in den ersten fünf Jahren ca. zweieinhalb Meter pro Jahr und stagnierte danach. Somit kann für die zukünftige Nutzung von Ackerflächen unter ökologischem Anbau gefolgt werden, dass die Art weiterhin Randbereiche bis etwa 60 Meter nutzen kann, aber zentrale Bereiche in größerer Entfernung nicht mehr erreichen wird.

Patrobus atrorufus

Die Art ist zwar flügeldimorph und damit in einigen Individuen der Population flugfähig. Da aber in angrenzenden Bereichen geeignete Habitate vorhanden sind, konnte sie von dort auch am Boden in die Äcker einwandern (Abb. 65). Als eine Art, die trockene Erlenbruchstandorte bevorzugt (Irmler und Gürlich 2004), hatte *P. atrorufus* seine Quellhabitata in den baumbestandenen Bachältern des Duvensee- und Mühlenbachtales sowie in den mit Gebüsch bewachsenen Rändern der Sölle. Unter den Bedingungen des konventionellen Landbaues kam sie noch im Mittel bis zu 70 Meter, maximal sogar bis zu 90 Meter vom Rand entfernt vor. Nach zwischenzeitlich nur wenigen Metern Entfernung vom Rand lag die Entfernung nach 15 Jahren bei 25 Metern vom Rand (Tab. 2). Das entspricht einer Rückzugsgeschwindigkeit von ca. drei Metern/Jahr. Da diese Entfernung in den letzten fünf Jahren konstant erreicht wurde, wird *P. atrorufus* auch zukünftig im Acker in solchen Randbereichen zu finden sein. Entscheidend ist die Lage zu den oben genannten Quellhabitataen.

Pterostichus niger

Die außerordentlich euryök Art ist flügeldimorph und war unter den Bedingungen des konventionellen Landbaus weit in den Acker eingewandert (Abb. 67). Sie präferiert aber Waldrandlagen und scheint daher unter den Bedingungen des ökologischen Landbaus den Acker weniger zu nutzen als unter konventionellen Bedingungen mit dichterer Vegetationsbedeckung. Die mittlere Entfernung unter weitgehend konventionellem Landbau in den Jahren 2001/02 betrug noch 103 Meter vom Rand (Tab. 2). Dieser Wert nahm sehr schnell ab und blieb dann konstant bei 76 Metern. In den ersten fünf Jahren betrug der Rückzug aus dem Acker 1,8 Meter pro Jahr und blieb dann vergleichbar. Entsprechend ihrer schwachen Bevorzugung von Waldrandlagen zog sich die Art aus den besonteren Teilen der Äcker im Nordosten nahe der Duvenseebachniederung zurück. Dort wird sie zukünftig hauptsächlich auf die vorhandenen Baumreihen beschränkt bleiben. Im Nordwesten, der von Wald umgeben ist, wird sie weiterhin weit in den Acker einwandern. Auch im Süden werden die zentralen, waldfernen Bereiche gemieden, während die kleinflächigen Ackergehölze um die Sölle oder im Mühlenseebachtal als Rückzugsgebiete fungieren werden.

Pterostichus vernalis

Auch *P. vernalis* ist eine flügeldimorphe Art und ebenso wie *P. niger* euryök. Da sie deutlich kleiner als *P. niger* ist, liegt ihre Laufaktivität entsprechend niedriger. Anders als *P. niger* zeigt sie keine

Präferenzen für bewaldete Standorte, so dass Äcker von ihr leichter besiedelt werden können als von *P. niger*. Sie kam unter den Bedingungen des konventionellen Landbaus im Mittel zwischen 60 und 70 Metern Entfernung vom Rand vor (Abb. 67). Eine deutliche Abnahme der Einwanderungsentfernung durch den ökologischen Landbau war dementsprechend kaum ausgeprägt. Nach 15 Jahren lag die mittlere Entfernung vom Rand immer noch konstant bei ca. 50 Metern (Tab. 2). Ein zukünftiger Rückzug aus den ökologischen Äckern ist daher nicht wahrscheinlich. Die Besiedlung wird sich wegen der geringeren Laufaktivität aber immer auf die randnahen Bereiche beschränken.

3.3. Entwicklung der gefährdeten Arten während der Sukzession

Von den Arten, die auf der Roten Liste Schleswig-Holsteins unter den Gefährdungsgraden 1–3 stehen (im engeren Sinne gefährdete Arten mit rückläufigen Vorkommen), kamen 19 Arten im Untersuchungsgebiet vor (Tab. 3). Von diesen waren neun Arten auch auf den Äckern vertreten, während insgesamt 17 gefährdete Arten in den Randbereichen auftraten. Rechnet man auch die Gefährdungsgrade (r) und die Arten der Vorwarnliste (v) hinzu, erhöhte sich die Gesamtzahl auf 24, die auf den Äckern auf 18. Auf letzteren traten in den Jahren nach 2008 auch stark gefährdete Arten der Kategorie 1 auf, z. B. *Zabrus tenebrioides*.

Insgesamt konnte ein leichter Anstieg der gefährdeten Arten von ca. drei auf sechs Arten im Jahresmittel festgestellt werden, der aber wegen der hohen Schwankung nicht signifikant war (Abb. 67). Da die gefährdeten Arten nur sporadisch auftraten, hängen die Schwankungen mit dem zufallsbedingten Auftreten in den Äckern zusammen. Nur für *Zabrus tenebrioides*, einer typischen Art der Äcker, dürfte die ökologische Anbauweise als Ursache für eine langfristige Etablierung angenommen werden. Das wäre für diese stark vom Aussterben bedrohte Art ein gutes Zeichen für die Erholung durch den ökologischen Landbau.

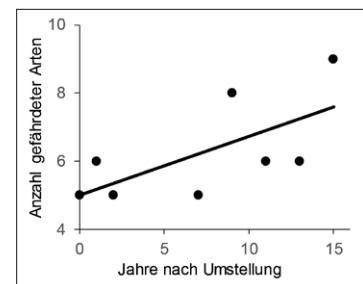


Abb. 67: Anzahl gefährdeter Arten im Verlauf der Sukzession auf den Ackerstandorten ($r = 0,66$, $p = 0,07$).

Tabelle 3:
Mengen (M) der gefährdeten Arten (Gefährdung 1–3) auf den Äckern von Hof Ritzerau.

Art / Jahr	2001	2002	2003	2008	2010	2012	2014	2016
<i>Amara eurynota</i>	0,43	0,24		0,14	0,13			0,34
<i>Amara municipalis</i>								0,28
<i>Bembidion lunulatum</i>	0,48	0,50			0,33	0,54	0,49	0,66
<i>Blethisa multipunctata</i>						0,29		0,34
<i>Calosoma maderae</i>	0,42	0,47	0,65	1,00	1,19	0,31	0,39	0,42
<i>Carabus auratus</i>	0,42	0,94	0,50	1,29	1,78	3,44	4,25	4,81
<i>Chlaenius nigricornis</i>		0,78	0,29	0,33		0,36	0,51	0,48
<i>Harpalus calceatus</i>					0,33			
<i>Harpalus distinguendus</i>	0,45		0,33		0,29			
<i>Panagaeus bipustulatus</i>		1,25	0,71					
<i>Poecilus lepidus</i>					0,43	0,36	0,63	0,74
<i>Zabrus tenebrioides</i>				0,32	0,43		0,32	0,32

3.4. Auswirkung des ökologischen Landbaus auf die Artenvielfalt der Laufkäfer

3.4.1. Die Entwicklung der Artenzahlen auf den Äckern

Bei der Analyse der Artenzahlveränderung während der Sukzession nach der Umstellung auf ökologischen Landbau müssen drei Aspekte berücksichtigt werden: (1) die Veränderung der Artenzahlen an den einzelnen Standorten (Fallen), (2) die Entwicklung der Gesamtartenzahl, und (3) die differenzierte Entwicklung der Artenzahlen an Ackerstandorten und Standorten außerhalb des Ackers. Die Artenzahl an den einzelnen Fallenstandorten auf den Äckern nahm im Lauf der Sukzession linear zu (Abb. 68). Eine Sättigung ist auch nach 15 Jahren des Umstellungsprozesses noch nicht erkennbar. Der Anstieg folgte der Regressionsgeraden $Az = 19,1 + 0,26 J$ (Az: Artenzahl; J: Anzahl der Jahre). Damit steigt die Artenzahl um ca. 0,3 Arten/Jahr oder um eine Art in drei Jahren. Während sich die Artenzahl in einzelnen Fallen relativ einfach aus den tatsächlich vorgefundenen Werten in den Fallen ergibt, ist die Ermittlung der Gesamtartenzahl für die umgebenden Flächen der Fallen schwierig. Die Werte aus den Fallen sind jeweils nur eine Stichprobe der Gesamtartenzahl der Fläche, die die Fallen umgibt. Sie sind z. B. abhängig von der Menge der in den einzelnen Jahren registrierten Individuenzahlen. Die Gesamtartenzahl der Ackerflächen oder der Fallenumgebung lässt sich daher nur durch das Chao-1-Verfahren abschätzen (Abb. 68). So ergab die Gesamtartenzahl aufgrund der Fallenfänge in den einzelnen Jahren keinen Anstieg im Laufe der Sukzession, wohl aber die geschätzte Gesamtartenzahl nach dem Chao-1-Verfahren. Während die Gesamtartenzahl aufgrund der Fallenfänge konstant bei ca. 70 Arten/Jahr verharrte, stieg sie nach der Chao-1-Abschätzung von ca. 70 Arten/Jahr auf ca. 100 Arten/Jahr (Regressionsgerade: $Az = 75,6 + 1,8 J; p = 0,06, r = 0,68$). Da die Chao-1-Abschätzung auf der Basis von selteneren Arten (ein oder zwei Individuen) erfolgt, könnte sich die starke Steigerung auf eine zunehmende Anzahl seltener Arten zurückführen lassen. Inwieweit diese seltenen Arten Vorboten von Pionierpopulationen sind oder Zufallsprodukte, die nach kurzer Zeit wieder verschwinden, kann nur durch eine zukünftige Überprüfung der Laufkäfergemeinschaft belegt werden.

Ein Vergleich der Artenzahlentwicklung sowie der Artenvielfalt nach Shannon-H ergab keine signifikanten Beziehungen sowohl zu den jährlichen Niederschlagssummen als auch zu der mittleren jährlichen Temperatur.

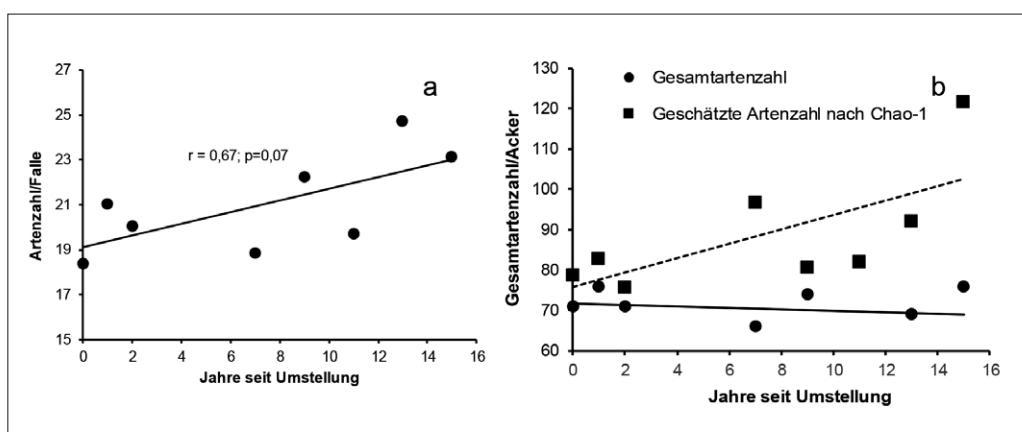


Abb. 68: Entwicklung der Artenzahlen an den einzelnen Fallenstandorten (a), der Gesamtartenzahl aller Fallen auf den Äckern, sowie der geschätzten Gesamtartenzahl nach Chao-1 (b).

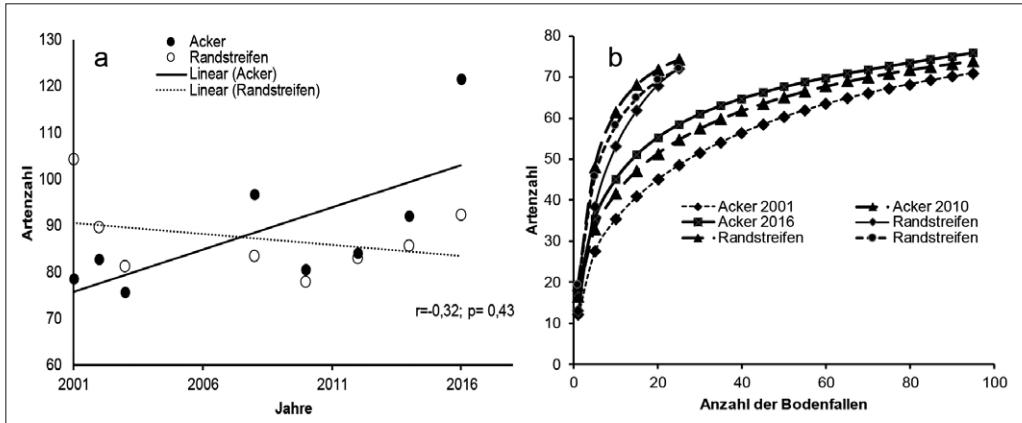


Abb. 69: Artenzahlen nach Chao-1 (a) und Artenakkumulationskurven (b). Die Jahre bei den Randstreifen entsprechen den Jahren der Äcker.

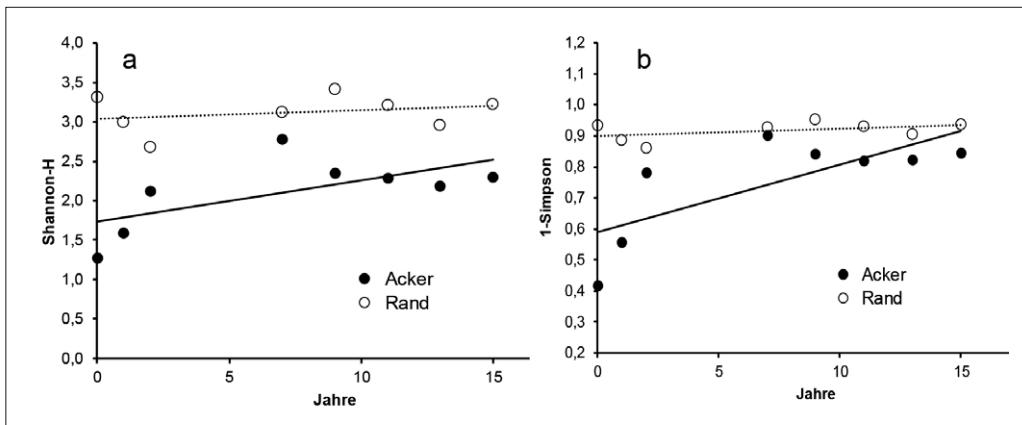


Abb. 70: Verlauf der Shannon-H Werte (a) und der 1-Simpson Werte für die Rand- und Ackerbereiche im Verlauf der Sukzession (b).

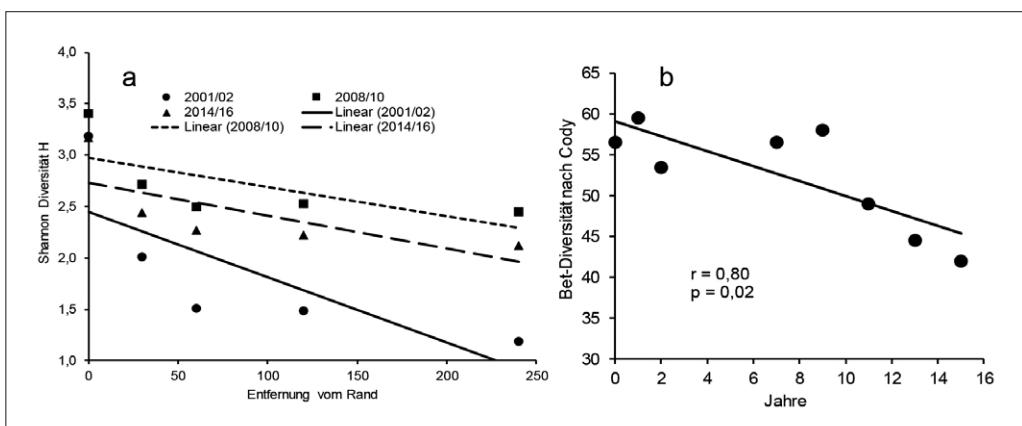


Abb. 71: Veränderung der Artenvielfalt nach Shannon-H (links) und der β_c -Diversität nach Cody (1975) (rechts) in Abhängigkeit von der Entfernung vom Ackerrand für drei verschiedene Perioden der Sukzession.

3.4.2. Vergleich der Artenzahlen zwischen Äckern und Randbereichen

Der Vergleich der Entwicklung der Artenzahlen zwischen den Äckern und den Rändern wird dadurch erschwert, dass in den Randstandorten weniger Fallen standen als auf den Äckern. Ein direkter Vergleich ist deshalb nicht möglich. Nach dem Chao-1-Verfahren bleibt die Artenzahl in den Randstandorten über den gesamten Zeitraum konstant bei etwa 90 Arten (Abb. 69). Auf den Äckern nimmt dagegen die Artenzahl von ca. 75 Arten unter konventioneller Bewirtschaftung im Jahr 2001 auf ca. 100 Arten am Ende der Untersuchung nach 15 Jahren ökologischer Bewirtschaftung zu. Entsprechend unterscheiden sich die Steigerungen der beiden Regressionsgeraden mit $p < 0,03$ ($F = 6,0$) signifikant.

Betrachtet man aber die Sample-Rarefaction-Kurve mit den Bodenfallen, entsteht ein anderes Bild (Abb. 69). Danach endet die Artenakkumulationskurve mit den 27 Bodenfallen in den Randbereichen bei ca. 75 Arten. Bei der gleichen Anzahl Bodenfallen sind auf den Äckern unter der ökologischen Bewirtschaftung aber erst ca. 60 Arten vorhanden. Erst mit der Gesamtzahl von 96 Fallen werden auf den Äckern ähnlich hohe Artenzahlen gefunden wie in den Randbereichen. Auf Grundlage dieser Methode steigt die Artenzahl auf den Äckern von ca. 65 im Jahr 2001 auf ca. 75 Arten im Jahr 2016. Diese disparaten Ergebnisse ergeben sich mutmaßlich dadurch, dass die Chao-1-Methode die Gesamtartenzahl in den Randbereichen aufgrund der geringen Individuenzahlen unterschätzt. Das wird auch beim Vergleich der Diversitätsberechnungen nach dem Shannon-H-Index und dem 1-Simpson-Index unterstützt (Abb. 70). Beide Verfahren ergeben, dass die Artenvielfalt in den Randbereichen über den Untersuchungszeitraum konstant bleibt, während die Artenvielfalt auf den Äckern im Laufe der Sukzession ansteigt. Während sich für die beiden Geraden beim Shannon-H-Index keine signifikant unterschiedlichen Steigungen ergaben ($p = 0,2$, $F = 1,9$), waren sie beim 1-Simpson-Index signifikant verschieden ($p = 0,04$, $F = 5,4$). Da der 1-Simpson-Index vor allem die Entwicklung der Dominanzverhältnisse widerspiegelt, sind wahrscheinlich die ausgeglicheneren Dominanzverhältnisse auf den ökologisch bewirtschafteten Äckern dafür verantwortlich.

Die Entfernung zu den Randbereichen spielt eine entscheidende Rolle für die Entwicklung der Artenvielfalt auf den Äckern. Unter vorwiegend konventioneller Bewirtschaftung in den Jahren 2001/02 war ein starkes Gefälle der Artenvielfalt nach dem Shannon-H-Index zu verzeichnen (Abb. 71). Bereits nach der Hälfte der Untersuchungszeit in den Jahren 2008/10 flachte dieses ab und wies nach 15 Jahren nur noch ein sehr geringes Gefälle auf. Lag der Shannon-H-Index zu Beginn der Untersuchung in den zentralen Ackerbereichen bei nur rund 1,2, stieg er bis 2016 auf ca. 2,7 an. Alle drei Regressionsgeraden sind mit dem Logarithmus der Entfernung signifikant korreliert ($p < 0,001$).

Ein ähnliches Bild ergibt sich, wenn man die β_c -Diversität nach Cody (1975) für die Ackerstandorte ausrechnet (Abb. 71). Danach sinkt diese im Verlauf der Sukzession auf den Äckern. Dies bedeutet, dass der Gradient zwischen Randbereichen und Ackerzentrum abnimmt und sich somit Ackerränder und -zentren angleichen. Die Regressiongerade entspricht der Formel β_c -Diversität = $59,1 - 0,9 J$. Da die β_c -Diversität die Unterschiede im Artenwandel berücksichtigt, gleicht sich die Artengemeinschaft in dem Gradienten um ca. eine Art/Jahr an. Das heißt, die Arten der Ackerränder rücken weiter ins Ackerzentrum vor.

3.4.3. Veränderung der Artenvielfalt auf Landschaftsniveau

Da der Acker mit seiner Umgebung in einem steten Austausch steht, muss auch die Veränderung der Artenvielfalt auf Landschaftsebene analysiert werden. Dazu wurde die γ -Diversität nach Whittaker (1972) berechnet, die das gesamte Arteninventar einer Landschaft berücksichtigt. Die Verteilung der Artenzahlen nach Chao-1 im Jahre 2001 zeigt einen Flickenteppich mit hohen Artenzahlen in einigen Randbereichen, die sich vor allem im Süden zum Mühlenteich, entlang der beiden Bachtäler und nördlich am Rand zu den Wäldern befinden. Dagegen weisen die Ackerzentren deutlich niedrigere Artenzahlen auf (Abb. 72a). Im Jahr 2016 haben sich die Bereiche mit den hohen Artenzahlen deutlich ausgedehnt. Es bleibt nur noch ein schmales zentrales Band niedriger Artenzahlen, das sich von Norden nach Süden erstreckt. Bereiche mit sehr niedrigen Zahlen von 10 bis 20 Arten im Jahr, die im Jahr 2001 noch weite Teile der Äcker ausmachten, sind bis 2016 auf ein sehr kleines Areal aus nicht mehr als zwei Fallenbereichen (Abb. 72b) geschrumpft.

Analysiert man die Häufigkeit der einzelnen Artenzahlengruppen, ergibt sich ein deutliches Bild der Verschiebung zu höheren Artenzahlen von 2001 bis 2016 (Abb. 73). In den drei Perioden 2001/02, 2005/08 und 2014/16 war die Fallengruppe mit 20 bis 30 Arten im Jahr am häufigsten vertreten. In den Jahren 2001/02 waren aber 14 Fallenareale mit nur 10 bis 20 Arten vorhanden. Diese Zahl sank bis zum Jahr 2014/16 auf nur noch zwei Fallenareale. Während im Jahr 2001/02 keines der Fallenareale auf mehr als 50 Arten im Jahr kam, wiesen im Jahr 2014/16 acht Fallenareale mehr als 50 Arten im Jahr auf, davon sogar sechs Fallenareale mehr als 60 Arten.

Daraus lässt sich schließen, dass auf den Äckern die Artenzahl langsam steigt. Dieser Prozess erfolgt von den Rändern her, setzt sich aber sukzessive bis zu den Ackerzentren fort, so dass das Artengefälle innerhalb der Äcker abnimmt. Auch die mittlere Shannon-H-Diversität (α -Diversität) der einzelnen Fallen belegt diesen Prozess. Die mittlere α -Diversität an den einzelnen Standorten

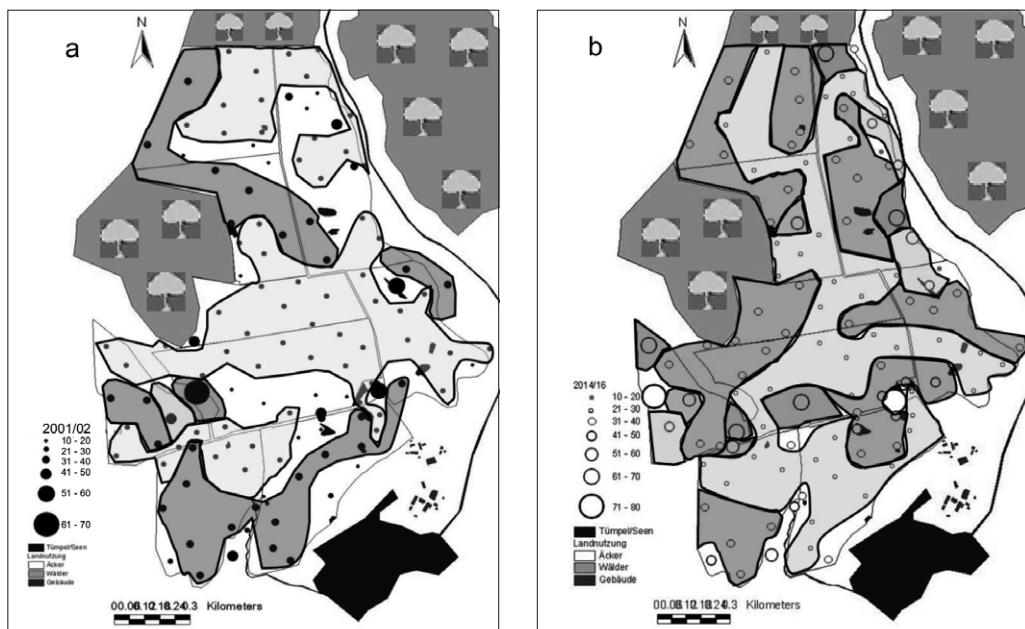


Abb. 72: Geographische Verteilung von Artenzahlen (geschätzt nach Chao-1) in den Jahren 2001 (a) und 2016 (b).

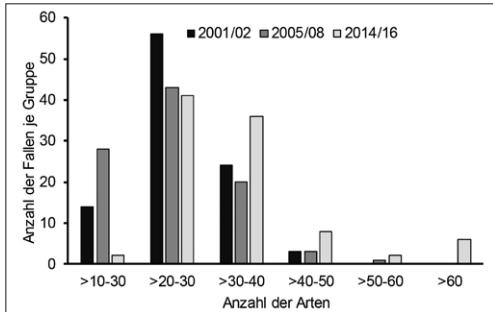


Abb. 73: Verteilung der Artenzahl-Gruppen (geschätzt nach Chao-1) in drei Perioden der Sukzession. Aufgeführt ist die Anzahl von Fallen auf den Äckern.

nach Whittaker (1972), die die Artenvielfalt einer heterogenen Landschaft beschreibt (Verhältnis γ -Diversität zu mittlerer α -Diversität) und nicht mit der β_c -Diversität in einem Gradienten verwechselt werden darf, im Verlauf der Untersuchungsperiode deutlich an (Abb. 74). Sie wächst vor allem durch das geringere Artengefälle auf den Äckern und damit durch das Angleichen der Artenvielfalt zwischen Äckern und Ackerrandbereichen.

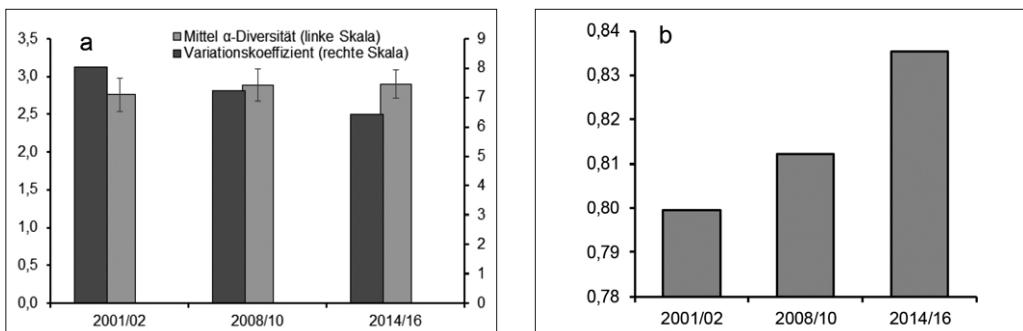


Abb. 74: α -Diversität (mittlere Diversität auf Standortebene Hs) mit Variationskoeffizienten in drei Perioden der Sukzession (a) sowie die β_W -Diversität nach Whittaker (1972) als Indikator der Artenvielfalt auf Landschaftsebene (b).

3.4.4. Vergleich zwischen konventionellem und ökologischem Landbau

Die Untersuchungen im nahegelegenen Panten auf konventionell bewirtschafteten Äckern ermöglichen einen Vergleich mit der Auswirkung des ökologischen Anbaus auf die Artenzusammensetzung und Artenvielfalt ohne den Sukzessionsprozess als Einflussgröße (Abb. 75). Der Vergleich der Sample-Rarefaction-Kurven weist deutlich die Randbereiche als artenreichstes Habitat aus. Dies ist nicht verwunderlich, da dort verschiedene Habitate von Grünland unterschiedlicher Feuchtestufen, Knicks, Feldgebüsche und Soll-Uferränder vereint sind. Die ökologisch bewirtschaftete Ackerfläche weist in den Jahren 2014/16 einen geringfügig höheren Artenbestand auf als der konventionell bewirtschaftete Acker der Jahre 2001/02 (Vergleich bei 100 Fallen, Abb. 75a).

Die konventionell bewirtschafteten Ackerflächen bei Panten erreichen 2016 die wenigsten Arten (Vergleich bei 12 Fallen). Bei einer einheitlichen Probenzahl hätten die Randbereiche 71 Arten, die ökologischen Äcker 55 Arten (2014/16), die konventionellen Äcker in Ritzerau 42 Arten

in der Gesamtlandschaft verändert sich zwischen den Sukzessionsperioden kaum. Sie bleibt relativ gleichbleibend bei einem Wert zwischen 2.8 und 2.9, was wahrscheinlich mit der konstanten Artenzusammensetzung in den Fallen außerhalb der Ackerbereiche zusammenhängt (Abb. 74). Anders verhält sich dagegen der Variationskoeffizient. Er fällt von ca. acht Prozent auf sechs Prozent und deutet darauf hin, dass die Unterschiede zwischen den Bereichen außerhalb der Äcker und den Äckern selbst geringer werden. Dagegen steigt die β_W -Diversität

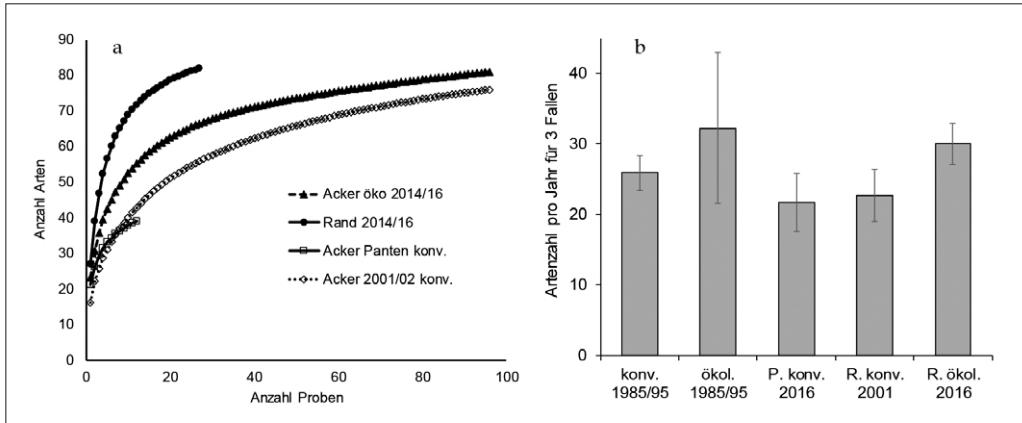


Abb. 75: Vergleich der (a) Sample-Rarefaction-Ergebnisse für die untersuchten Habitattypen im Raum Ritzerau und Panten sowie (b) der jährlichen Artenzahlen in drei Fällen (Irmler 2003) zwischen Untersuchungen zu konventionellem (konv.) und ökologischem (ökol.) Landbau aus den Jahren 1985 bis 1995 in Ritzerau (R) und Panten (P).

(2001/02) und die konventionellen Äcker in Panten 39 Arten. Demnach wäre die Artenzahl auf den konventionellen Äckern in dem Zeitraum von 15 Jahren um drei Arten geschrumpft.

Untersuchungen zu Beginn der 1990er Jahre haben auf konventionell bewirtschafteten Äckern noch ca. 25 Laufkäferarten je drei Fällen im Jahr auf lehmigen bis sandig-lehmigen Böden festgestellt (Irmler 2003). Auf 30 Jahre lang ökologisch bewirtschafteten Äckern mit vergleichbaren Böden waren damals noch ca. 32 Laufkäferarten vorhanden (Abb. 75). Die Werte auf den konventionell bewirtschafteten Äckern bei Ritzerau (drei Fällen pro Acker in Randentfernungen zwischen 60 und 120 Metern) lagen 2001 bei ca. 23 Laufkäferarten, 16 Jahre später bei ökologischer Bewirtschaftung erneut bei ca. 30 Laufkäferarten. Diese Entwicklung spiegelt das schon zu Beginn der 1990er Jahre beobachtete Bild der Artendiversität bei Laufkäfern wider. In den zeitlich parallel untersuchten Äckern bei Panten waren dagegen weiterhin lediglich 21 Arten vorhanden.

4. Diskussion

Laufkäfer stehen seit dem Beginn agrarökologischer Forschung im Mittelpunkt der Bewertungen des ökologischen Zustandes von Äckern (Heydemann 1955). Damals ging es vor allem um die ökologische Differenzierung von Äckern. So wurden von Heydemann (1955) noch die Laufkäferzönosen von Sand- und Lehmäckern sowie Hack- und Halmfrüchten unterschieden. In der Folgezeit wurde die Landwirtschaft stark industrialisiert und intensiviert, was zu einer Homogenisierung der Ackerflächen führte. Fünfzig Jahre später konnte Irmler (2003) nur noch Unterschiede zwischen Äckern mit stark verschiedenen Sandgehalten der Böden feststellen. Bei gleichen Bodenarten war die Anbaufrucht ohne Auswirkung auf die Zusammensetzung der Laufkäferfauna. Selbst Äcker auf Sandböden unterschieden sich wenig von der Mehrzahl der Äcker auf mehr lehmigen Böden. Nur extrem sandige Böden mit Sandgehalten von mehr als 80 Prozent wiesen eine eigenständige Artenzusammensetzung auf. Neben Beeinträchtigungen durch eine Zunahme der Pestizide, die direkte und indirekte Wirkungen nicht nur auf die menschliche Gesundheit, sondern auch

auf die Laufkäferarten haben (Huusela-Veistola 1996), treten starke Effekte durch die Verringerung der Feldfruchtarten und -sorten sowie die Zunahme der Haldmdichten auf. Beide bewirken eine Angleichung der mikroklimatischen Bedingungen auf Äckern, die zu einer homogenen Zusammensetzung der Laufkäfergemeinschaften führen (Honek 1997a; Honek 1997b; Honek und Jarosik 1997). So gleichen sich konventionell bewirtschaftete Äcker inzwischen europaweit (Kinnunen et al. 2001; Kotze und O'Hara 2003).

Eine Möglichkeit der nachhaltigen Landbewirtschaftung, die auch zur Bewahrung der Artenvielfalt beiträgt, liegt im ökologischen Landbau. Schon frühzeitig wurde aus den genannten Gründen auch die Laufkäferfauna als Indikator für die Unterschiede zwischen ökologischem und konventionellem Landbau herangezogen (Hokkainen und Holopainen 1986; Rusch et al. 2013). Obwohl in einigen Untersuchungen keine oder statistisch nicht signifikante Unterschiede zwischen ökologischem und konventionellem Landbau gefunden wurden (Holland und Luff 2000; Hole et al. 2005; Rusch et al. 2013) und vielfach keine eindeutigen Ergebnisse erzielt wurden, belegen inzwischen statistisch gut fundierte Daten die Förderung der Artenvielfalt durch den ökologischen Landbau (Pfiffner und Niggli 1996; Irmler 2003). Dies trifft nicht nur auf Laufkäfer (Carabidae), sondern auch auf andere bodenbewohnende Käfer wie Kurzflügelkäfer (Staphylinidae) zu (Clough et al. 2007; Irmler 2018b).

Wie aus der vorliegenden Arbeit ersichtlich, resultieren die unterschiedlichen Ergebnisse bei der Ermittlung der Artenzahlen auf ökologischen Äckern zum guten Teil aus den unterschiedlich langen Vorlaufzeiten der ökologischen Bewirtschaftungen. Auf Hof Ritzerau war nach zehn Jahren noch keine Veränderung in der Artenzahl zu belegen (Schröter und Irmler 2013), sondern erst nach etwa 15 Jahren. Bei den Untersuchungen von Irmler (2003) waren die mit konventionellen Äckern verglichenen ökologischen Äcker sogar seit 30 Jahren entsprechend bewirtschaftet. Signifikante Veränderungen in der Artenzahl auf Äckern durch den ökologischen Anbau können daher erst nach sehr langer Umstellungszeit erwartet werden. Eine Veränderung der Artendiversität ist dagegen schon bereit nach zehn Jahren festzustellen (Schröter und Irmler 2013). Schröter und Irmler (2013) führen das auf die Verringerung des Barriereeffekts ökologischer Äcker zurück. Arten, die auf konventionellen Äckern zwar vorkommen, dort aber nur Randbereiche besiedeln können, gelingt es, weiter in den Acker vorzudringen, so dass sich das „Artendiversitätsloch“ konventioneller Äcker von den Rändern her schließt. Erst danach können auch Arten, die bislang nicht auf konventionellen Äckern vorkamen, einwandern und dort dauerhaft Populationen aufbauen. Gute Beispiele dafür sind aus der vorliegenden Untersuchung die Arten *Nebria Salina*, *Poecilus lepidus* und *Bembidion obtusum*. Danach gelingt es sogar äußerst seltenen und gefährdeten Arten wie *Zabrus tenebrioides*, der auf der Roten Liste Schleswig-Holsteins in die Rubrik 1 (vom Aussterben bedroht) eingestuft wird, auf solchen Äckern einen Lebensraum zu finden. Die Hypothese, dass die Barrierefunktion konventioneller Äcker von den Rändern her aufgelöst wird, wird in der vorliegenden Untersuchung auch durch die Veränderung der β_c -Diversität gestützt. Während unter konventionellen Bewirtschaftungsbedingungen noch ein steiler Gradient mit hoher β_c -Diversität gemessen wurde, sinkt dieser im Laufe der Sukzession stetig ab. Das kann nur damit erklärt werden, dass sich die Artenzusammensetzung zwischen Rändern und Ackermitten signifikant angleicht.

Die vorliegende Arbeit hatte vornehmlich das Ziel, den Sukzessionsprozess, der durch die Umstellung von konventionellem auf ökologischen Landbau abläuft, zu verfolgen. Ein Nachteil dieses langfristigen und räumlich vergleichsweise hochauflösenden Monitorings auf den Äckern des Hof Ritzerau liegt darin, dass wegen des hohen Arbeitsaufwandes nur eine relativ kleine

Tabelle 4:

Vergleich zwischen ökologischer und konventioneller Anbauweise mit Hilfe von Mengen (Ind. 10^{-ft}) ausgewählter Arten aus den Jahren 1985 bis 1995, 2001 (Ritterau konventionell) und 2016 (Panten konventionell und Ritterau ökologisch); Statistik mit Mann-Whitney-U-Test bei Vergleich zweier Gruppen

Art	1985 - 1995				P	Panten		Ritterau		P
	Ökologisch		Konventionell			Konventionell	2001 konventionell	2016 ökologisch	Quart.	
	Med.	Quart.	Med.	Quart.	Med.	Med.	Med.	Med.	Quart.	Quart.
<i>Bembidion lampros</i>	2,67	0,83 -5,72	0,28	0,07-0,83	0,002	0,31	0,03-1,01	0	0 -0,07	0,93
<i>Harpalus affinis</i>	0,27	0,24 -0,55	0,45	0,17-1,00	0,4	0,54	0,37-1,00	0,67	0,48-1,01	0,99
<i>Poecilus versicolor</i>	0,36	0,25 -1,43	0,16	0,02-0,44	0,04	0,34	0,34-0,37	0,45	0 -0,75	0,59
<i>Amaraeaa</i>	0,03	0,001-0,11	0,001	0 -0,04	0,2	0,24	0,20-0,34	0	0 -0,4	0,36
<i>Amaria familiaris</i>	0,04	0 -0,26	0	0 -0	0,01	0	0-0,1	0,25	0,48-0,56	0,89
<i>Demetrias atricapillus</i>	0,021	0,01 -0,022	0,01	0 -0,03	0,7	0,34	0,34-0,44	0	0 -0,01	0,36
<i>Acupalpus meridianus</i>	0,33	0,02 -0,19	0,33	0,02-0,09	0,09	-	-	0	0 -0,54	0,34
<i>Bembidion obtusum</i>	0,19	0,03 -0,027	0	0 -0	0,02	0,21	0,54-1,21	0	0 -0,1	0,66
<i>Harpalus rubripes</i>	0,027	0,01 -0,03	0	0 -0,02	0,08	0	0-0,1	0	0 -0,41	0,62
<i>Agonum sexpunctatum</i>	0,01	0,005-0,09	-	-	-	-	-	-	-	0,35
<i>Poecilus lepidus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,37
										0,29-0,89

geographische Region berücksichtigt werden konnte. Gerade dies hat indes auch Vorteile. Denn kleinräumige Prozesse können so detailliert verfolgt werden. Und aus diesen wiederum lassen sich auch großräumige Auswirkungen ableiten. So ergeben die ersten Ergebnisse zur Sukzession der Artendiversität, dass die Barrierewirkung konventioneller Äcker durch den ökologischen Landbau verringert wird und sich demzufolge Ackerzentren hinsichtlich ihrer Artendiversität den Ackerändern angleichen. Dadurch wird eine Erhöhung der Artenvielfalt im landschaftlichen Gradienten (β_W -Diversität) hervorgerufen, da Arten der Äcker zunehmend auch die Bereiche außerhalb der Äcker besiedeln bzw. Arten von außerhalb der Äcker weiter in die Äcker eindringen können. Hierbei spielt die Dauer der ökologischen Bewirtschaftung eine entscheidende Rolle. Nach den bisherigen Ergebnissen ist selbst nach 15 Jahren noch kein Ende des Sukzessionsprozesses abzusehen. Während umgekehrt die Denaturierung durch den konventionellen Landbau ein schneller Prozess ist, muss man für die Renaturierung durch eine nachhaltige Landbewirtschaftung eher Jahrzehnte veranschlagen, bevor signifikante Erfolge erzielt werden können.

Diesen Prozessen liegt das Ausbreitungspotential der einzelnen Arten zu Grunde, das sich zwar in Summationsparametern wie Artenzahl und Artendiversität ausdrückt, aber letztendlich doch auf arteigenen, teilweise zufallsbedingten, teilweise lokalgeographisch bedingten Besonderheiten beruht. Daher ist es unabdingbar, dass man das Ausbreitungsverhalten bzw. die langfristigen Bestandsschwankungen der Arten berücksichtigt.

Betrachtet man die hier vorgestellten Arten, so lassen sich verschiedene Prozessmuster erkennen:

- 1) Häufige bis sehr dominante Arten, die im Verlauf der Sukzession abnehmen: Charakteristische Arten für diese Gruppe sind *Pterostichus melanarius*, die heute die bei weitem dominanteste Art konventionell bewirtschafteter Äcker auf lehmigen bis sandigen Böden in Mitteleuropa ist, und *Poecilus cupreus* (Lövel 1984; Lys und Nentwig 1991; Kaiser und Schulte 1998; Schröter und Irmler 1999). Auch auf den Äckern des Hof Ritzerau war anfangs *P. melanarius* im Ackerzentrum mit 76 Prozent die bei weitem häufigste Art (Schröter 2010). 15 Jahre später lag die Dominanz nur noch bei 27 Prozent. Diese starke Förderung von *Pterostichus melanarius* durch die konventionelle Bewirtschaftung ist bei fast allen Untersuchungen in Mitteleuropa festzustellen. Welche Faktoren im Einzelnen dafür verantwortlich sind, ist bislang noch unbekannt. Eingrenzende Hecken sind für die Art aber Ausbreitungsbarrieren (Thomas et al. 1998). Ferner reagiert *Poecilus cupreus* zwar unempfindlich auf einige Insektizide (Fomsgaard et al. 2006), scheint aber empfindlich gegenüber zahlreichen anderen Insektiziden zu sein (Moosbeckhofer 1983). Schon in anderen Untersuchungen wurde daher zumindest ein geringer positiver Effekt des ökologischen Landbaus auf die Art gefunden (Langmaack et al. 2001).
- 2) Arten, die durch die Auflichtung der Vegetation im ökologischen Ackerbau abnehmen: Hierzu gehören Waldarten, Waldrandarten oder allgemein an dichte Vegetationsstrukturen (z. B. Brachen) angepasste Arten, die auf den Ritzerauäckern von ca. 25 Arten im Jahr 2001 auf ca. 12 Arten im Jahr 2016 zurückgehen (Irmler 2018a). Zu den Arten mit Rückzug aus den Äckern gehören typische Waldarten wie *Carabus coriaceus*, aber auch nur wenig an Wälder gebundene Arten wie *Pterostichus niger* und *Carabus nemoralis*. Vom weit verbreiteten, allgemein als euryök angesehenen *Pterostichus niger* ist bekannt, dass er sein Quell-

habitat in Wäldern besitzt und von dort jährlich in die Äcker einwandert (Irmler 2007). *Carabus nemoralis* scheint eine Waldrandart zu sein, die sich entlang von Wald- oder Ackerrändern ausbreitet und nur ungern in die Äcker einwandert (Ranjha und Irmler 2014). Schröter (2010) konnte für die Äcker bei Ritzerau fast eine Halbierung der Vegetationsdichte von 489 auf 293 Halme pro Quadratmeter feststellen. An Beschattung angepasste Arten können die Öffnung der Vegetationsdecke wahrscheinlich nicht vertragen und aus ihren randlichen Quellhabitaten nur noch kleinräumig in die Äcker eindringen.

- 3) Arten des Offenlandes, die in Schleswig-Holstein meist auf sandigen, nährstoffarmen Grasländern oder Heiden auftreten: Diese Arten werden durch die ökologische Bewirtschaftung eindeutig bevorzugt (Irmler 2018a). Arten nährstoffreicherer Habitate, wie frisches Grünland, können sehr schnell die ökologischen Äcker besiedeln oder bereits in konventionell bewirtschaftete Äcker eindringen. Sie können aber durch den ökologischen Landbau weitere Teile der Äcker nutzen. Hierzu gehört z. B. der in Schleswig-Holstein für Weiden charakteristische *Poecilus versicolor*. Die Art ist hoch mobil und breit sich kaum fliegend aus (Boer den 1971). Grund für diese hohe Mobilität ist das randomisierte Suchverhalten nach Beute, das die Art bei einem geringen Gradienten zwischen Grünland und Acker weiter in den ökologisch bewirtschafteten Acker eindringen lässt. Eine ähnliche ökologische Nische besetzt auch *Amara familiaris*, die in Schleswig-Holstein auf mesotrophen offenen Standorten am häufigsten ist. Arten des nährstoffarmen Grünlandes und der Heiden können erst spät die ökologisch bewirtschafteten Äcker besiedeln. Hierzu gehören z. B. *Nebria salina* und *Poecilus lepidus*, die erst nach fast zehn Jahren auf den ökologischen Äckern auftauchen und dort stabile Populationen gründen können. Da beide Arten entweder geflügelt oder flügeldimorph sind, ist zu vermuten, dass Pionierindividuen einfliegen und bei geeigneten Umweltbedingungen Populationen aufbauen können. Die geflügelte *Nebria salina* scheint dabei auch in konventionell bewirtschaftete Äcker einzufliegen, wie der Fund aus dem Jahr 2001 belegt. Unter den Bedingungen des konventionellen Anbaus können anscheinend keine stabilen Populationen entstehen. Viele der *Amara*-Arten gehören auch in diese ökologische Gruppe, z. B. *Amara aenea*. Gerade von *Amara*-Arten ist ein hoher Wärmebedarf bekannt (Saska und Honek 2003). Für *A. aenea* z. B. liegt die untere Temperatur für den Beginn der Entwicklung bei etwas über 10 Grad Celsius und die Temperatursumme bei über 70 Grad Celsius. Im konventionellen Landbau wird für viele der Arten aus dieser Gruppe eine zu geringe Temperatursumme erreicht, um die Entwicklung abzuschließen. Auch Arten, die vorwiegend in Grünlandbrachen auftreten, wie *Bembidion obtusum* (Irmler 2001), fliegen von außen ein und können nach rund zehn Jahren im Umfeld solcher Brachfläche, wie um den zentralen Sollkomplex, stabile Populationen aufbauen.
- 4) Charakteristische Arten der Äcker, die nicht auf konventionellen Äckern auftreten: Diese Arten sind fast ausschließlich von Ackerstandorten bekannt oder können dort höhere Populationen aufbauen als außerhalb des Ackers. Dazu gehören z. B. *Carabus auratus* und *Zabrus tenebrioides*. Da *Carabus auratus* zu Beginn der Untersuchungen auf den Ackerflächen des Hof Ritzerau ausgesetzt wurde, kann über sein Einwanderungspotential nichts ausgesagt werden. Es ist aber bekannt, dass er in Schleswig-Holstein nach Umwandlung in

ökologische Bewirtschaftung spontan auf Äckern in großer Menge auftritt (Basedow 1990). Auch auf den Äckern des Ritzerauhofes, wo *C. auratus* unter den konventionellen Bedingungen fehlte, vermehrte er sich unter den ökologischen Bedingungen rasant. Der stark gefährdete *Zabrus tenebrioides* tritt erst über zehn Jahre nach der Umstellung auf. Diese lange Latenzzeit der Wiederbesiedlung dieser charakteristischen Ackerart kann auch auf die Seltenheit der Art zurückgeführt werden, die aufgrund des überwiegend konventionellen Landbaus auf den mitteleuropäischen Äckern fast ausgestorben ist. Arten dieser Gruppe scheinen besonders sensiv auf Pestizide zu reagieren (Kromp 1999).

- 5) Arten aus offenen, feuchten Standorten: Diese Arten können nur in feuchten Jahren die Äcker nutzen. Da sie meist aus dem Grünland stammen, wird ihr Eindringen in Äcker durch die ökologische Bewirtschaftung gefördert, obwohl die Äcker im Durchschnitt eher trockenere Bedingungen anzeigen als unter konventioneller Bewirtschaftung. Hierzu ist z. B. *Acupalpus exiguus* zu zählen, eine charakteristische Art feuchter Grünländer. Ebenso sind *Anisodactylus biontatus*, *Amara lunicollis* und *Chlaenius nigricornis* dazu zu rechnen, die teils aus dem feuchten Grünland, teils aus mäßig feuchten Brachen stammen. Diese Arten können die ökologischen Äcker daher nur sporadisch nutzen und werden dort keine stabilen Populationen aufbauen.
- 6) Arten, die nicht oder nur selten in die Äcker eindringen. Eine Förderung durch den ökologischen Anbau ist daher nicht nachgewiesen worden und wird auch zukünftig nicht zu erwarten sein. Hierzu gehören stenotope Arten der Wälder, z. B. *Carabus violaceus*, ebenso wie Arten aus Bruchwäldern, u. a. *Badister lacertosus*. Arten aus dem nassen Grünland, z. B. *Blethisa multipunctata*, gehören ebenso in diese Gruppe. Auch wenn diese Arten in den Äckern sporadisch nachgewiesen wurden, handelt es sich um Zufallsfunde. Stabile Populationen werden sie nicht aufbauen können.

Eine zukünftige weitere Entwicklung wird bei Arten der Gruppen 3 und 4 zu erwarten sein, die aus mesotrophen bis oligotrophen Offenland-Standorten stammen und auf ökologischen Äckern ähnliche Bedingungen vorfinden wie in ihren Quellhabitaten. Die meistens vorhandene Flugfähigkeit der Arten wirkt hierbei unterstützend mit. Wann diese Arten auftreten und ob sie dann stabile Populationen aufbauen, hängt wahrscheinlich vom Potential der Umgebung und der Zeit ab. Bei den mehr oder weniger ungezielten Verbreitungsflügen der Arten muss eine zeitweise hohe Populationsdichte im Quellhabitat durch eine zum Ziel führende Windrichtung und anschließend geeignete Witterungsbedingungen unterstützt werden, um eine Ansiedlung wahrscheinlich werden zu lassen. Das Potential dieser mesotrophen bis oligotrophen Grünland- oder Heidestandorte ist bei den Laufkäfern sehr hoch und deutlich höher als bei feuchten bis nassen Standorten (Irmler 2006). Dauerhafte Neuansiedlungen von Arten sind daher besonders aus dieser ökologischen Gruppe zu erwarten.

Der Anstieg der Artenvielfalt auf den ökologisch bewirtschafteten Äckern hat sich bereits in dem größerskaligen Landschaftsraum ausgewirkt, wobei sich dies vor allem in einer geringeren Varianz der Artenvielfalt zwischen den Äckern und ihren Randgebieten bemerkbar macht. Diese interaktive Wirkung zwischen Acker und Umgebung ließ sich in vielen Untersuchungen, die sich mit der Agrarlandschaft beschäftigen, bereits nachdrücklich belegen. Für die Vegetation wurde

nachgewiesen, dass der ökologische Landbau seine größte Wirkung erst in der mesoskaligen Ebene (zwischen den Äckern) und der makroskaligen Ebene (zwischen Regionen) ausübt (Gabriel et al. 2006; Roschwitz et al. 2005). Diese Wirkung war insbesondere bei seltenen Pflanzenarten zu finden. Auch für Blütenbestäuber, z.B. Bienen, hat sich der ökologische Landbau in seiner engen Verzahnung von Brachflächen in den Randbereichen, die sich als Niststandorte eignen, und einer höheren Verfügbarkeit von blühenden Pflanzen auf den Äckern als positiv herausgestellt (Holzschuh et al. 2008). Danach würde eine Erhöhung der Fläche ökologisch bewirtschafteter Äcker von 5 Prozent auf 20 Prozent die Artenvielfalt der verschiedenen Bienengruppen zwischen 50 Prozent und 150 Prozent steigern. Der ökologische Landbau hat bei Bienen außerdem eine deutlich größere Wirkung als eine Verringerung der Flächengröße von Äckern (Happe et al. 2018) und erhöht die langfristige Stabilität der Artenvielfalt (Carrié et al. 2018). Für Laufkäfer sind derartige Untersuchungen noch nicht gemacht worden, aber es ist anzunehmen, dass sie ähnliche Ergebnisse zeigen würden. Dies legen schon die Verteilungen der Arten *Nebria salina* und *Poecilus lepidus* nahe, die ursprünglich in den Rändern des Untersuchungsraumes nicht vorkamen und erst nach der Ansiedlung und dem Aufbau großer Populationen auf den Äckern auch in diese Bereiche eindringen konnten. Bei den intensiven und engen Interaktionen zwischen ökologisch bewirtschafteten Äckern mit ihrer Umgebung wird es daher bei einer ausreichenden Fläche, die eher bei 20 Prozent als bei 5 Prozent liegt, zu einer allgemeinen höheren Artenvielfalt in der Agrarlandschaft kommen.

5. Danksagung

Herrn Günther Fielmann gilt mein herzlichster Dank für jahrelange finanzielle Unterstützung und für die Bereitstellung des Hofes Ritzerau für die Langzeituntersuchungen. Seinem Verwalter des Hofes, M. Natmeßnig, der hilfreich zur Seite stand und manche Unannehmlichkeiten bei der Bewirtschaftung hinnehmen musste, sei ebenfalls herzlichst gedankt. Dr. Lars Schröter hat in der Anfangszeit bis 2010 die Erfassungstätigkeit und die Bestimmung der Lauf- und Kurzflügelkäfer übernommen. Ebenso sei den vielen Hiwis, Diplomanden und Masterstudenten, die zu der Untersuchung beigetragen haben, gedankt, vor allem Jean Heitmann, die seit 2012 die Freilandarbeiten übernommen hat. Letztendlich sei noch Herrn Koop gedankt, der Vergleichsflächen auf seinen Feldern bei Panten für die Untersuchungen zur Verfügung stellte.

6. Literaturverzeichnis

- Aarssen L (2001) On correlations and causations between productivity and species richness in vegetation: predictions from habitat attributes. *Basic and Applied Ecology* 2:105–114.
- Basedow T (1990) Jährliche Vermehrungsraten von Carabiden und. *Zoologische Beiträge* 33: 459–477.
- Boer den P (1971) Dispersal and Dispersal Power of Carabid Beetles. *Misc. pap. Landbouwhogesch*, 8, 1–151.
- Borkenhagen P, Irmler U, Roweck H (2008) Umstellung auf ökologischen Landbau auf Hof Ritzerau. – *Faun.-Ökol. Mitt. Suppl.* 35:1–245.
- Bortmann I (1996) Heterogenitäten der Besiedlung durch Laufkäfer (Col.: Carabidae) in einem Buchenwald. *Faun.-Ökol. Mitt. Suppl.* 22:87–126.
- Carrié R, Ekoos J, Smith H (2018) Organic farming supports spatiotemporal stability in species richness of bumblebees and butterflies. *Biological Conservation* 227:48–55.
- Clough Y, Kruess A, Tscharntke T (2007) Organic versus conventional arable farming systems: Functional grouping helps understand staphylinid response. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 118:285–290.
- Cody M (1975) Towards a theory of continental species diversities: bird distributions over Mediterranean habitat gradients. In: Cody M, Diamond JM (eds) *Ecology and evolution of communities*. Harvard Univ Press, Boston, pp 214–257.
- ESRI (1999) ArcView GIS software program. s.l. Environmental Systems Research Institute.
- Fomsgaard IS, Mortensen AG, Idinger J, Coja T, Blümel S (2006) Transformation of Benzoxazinones and Derivatives and Microbial Activity in the Test Environment of Soil Ecotoxicological Tests on *Poecilus cupreus* and *Folsomia candida*. *Journal of Agriculture and Food Chemistry* 54:1086–1092.
- Gabriel D, Roschewitz I, Tscharntke T (2006) Beta diversity at different spatial scales: plant. *Ecological Applications* 16:2011–2021.
- Hammer Ø, Harper D, Ryan P (2012) PAST: paleontological statistics software. *Palaeontol. Electronica* 4.
- Happe A-K, Riesch F, Rösch V, Gallé R, Tscharntke T, Batáry P (2018) Smallscale agricultural landscapes and organic management support wild bee communities of cereal field boundaries. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 254:92–98.
- Heydemann B (1955) Carabiden der Kulturfelder als ökologische Indikatoren. Bericht 7. *Wanderversammlung dtsch. Entomol.* 1954:172–185.
- Hoernes U, Neumann H (2008) Historische und aktuelle Bewirtschaftung der Ackerflächen des Hofes Ritzerau. *Faun.-Ökol. Mitt. Suppl.* 35:47–58.
- Hokkainen H, Holopainen J (1986) Carabid species and activity densities in biologically and conventionally managed cabbage fields. *Journal Applied Entomology* 102:353–363.
- Hole DC, Perkins AJ, Wilson JD, Alexander IH, Grice PV, Evans AD (2005) Does organic farming benefit biodiversity? *Biological Conservation* 122:113–130.
- Holland JM, Luff ML (2000) The effects of agricultural practices on Carabidae in temperate agro-ecosystems. *Int. Pest Manage. Rev.* 5:109–129
- Holzschuh A, Steffan-Dewenter I, Tscharntke T (2008) Agricultural landscapes with organic crops support higher. *Oikos* 117:254–361.

- Honek A (1997a) The effect of plant cover and weather on the activity density of ground surface arthropods in a fallow field. Enomological Research in Organic Agriculture 15:203–201.
- Honek A (1997b) The effect of temperature on the activity of Carabidae (Coleoptera) in a fallow field. European Journal of Entomology 94:97–104.
- Honek A, Jarosik V (1997) The role of crop density, seed and aphid presence in diversification of field communities of Carabidae (Coleoptera). European Journal of Entomology 97:517–525.
- Huusela-Veistola E (1996) Effects of pesticide use and cultivation techniques on ground beetles (Col., Carabidae) in cereal fields. Ann. Zool. Fennici 33:197–205.
- Irmrl U (2001) Bedeutung urbaner Brachen für Laufkäfer (Carabidae). Faun.-Ökol. Mitt., 8: 135–146.
- Irmrl 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 and Environment 98:141–151.
- Irmrl U (2006) Ein Bewertungskonzept für Laufkäfer am Beispiel von Grünlandsystemen. Angewandte Carabidologie 7:61–69.
- Irmrl U (2007) Longterm fluctuations of ground beetles in a wood-agrarian landscape of northern Germany (Coleoptera: Carabidae). Entomologia Generalis 30:13–31.
- Irmrl U (2010) Changes in earthworm populations during conversion from conventional. Agriculture, Ecosystems and Environment 135:194–198.
- Irmrl U (2018a) Which carabid species (Coleoptera: Carabidae) profit from organic farming. Agriculture, Ecosystems and Environment 263:1–6.
- Irmrl U (2018b) The succession of Staphylinidae (Coleoptera) after 15 years. Biodiversity and Conservation 27:3233–3246.
- Irmrl U, Gürlich S (2004) Die ökologische Einordnung der Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) in Schleswig-Holstein. Faun.-Ökol. Mit. Suppl. 32:1–117.
- Kaiser M, Schulte G (1998) Vergleich der Laufkäferfauna (Coleoptera, Carabidae) alternativ und konventionell bewirtschafteter Äcker in Nordrhein-Westfalen. Biosystematics and Ecology 14:365–384.
- Kinnunen H, Tiainen J, Tukia H (2001) Farmland carabid beetle communities at multiple levels of spatial scale. Ecography 24:189–197.
- Kotze D, O'Hara R (2003) Species decline – but why? Explanations of carabid beetle (Coleoptera, Carabidae) in Europe. Oecologia 135:138–148.
- Kromp B (1999) Carabid beetles in sustainable agriculture: a review on pest control efficacy, cultivation impacts and enhancement. Agriculture, Ecosystems and Environment 74:187–228.
- Langmaack M, Land S, Büchs W (2001) Effects of different field management systems on the carabid coenosis in oil seed rape with special respect to ecology and nutritional status of predacious *Poecilus cupreus* L. (Col., Carabidae). Journal of Applied Entomology 125:313–320.
- Lövel G (1984) Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in two types of maize fields in Hungary. Pedobiologia 26:57–64.
- Lys J, Nentwig W (1991) Surface activity of carabid beetles inhabiting cereal field. Seasonal phenology and the influences of farming operators on five dominant species. Pedobiologia 35: 129–138.
- Mols P (1993) Walking to survive: searching feeding and egg production of carabid beetle *Pterostichus coeruleascens* L. (= *Poecilus versicolor* Sturm). Dissertation, Wageningen.

- Moosbeckhofer R (1983) Laboruntersuchungen über den Einfluß einiger Pflanzenschutzmittel auf Ei- und Larvenstadien von *Poecilus cupreus* L. und *Poecilus sericeus* Fischer d. W. (Col., Carabidae). *Journal of Applied Entomolgy* 95:513–523.
- Oberholzer F, Frank T (2003) Predation by the carabid beetles *Pterostichus melanarius* and *Poecilus cupreus* on slugs and slug eggs. *Biocontrol Science and Technology* 13:99–110.
- Pfiffner L, Niggli U (1996) Effects of biodynamic, organic and conventional farming on ground beetles (Col., Carabidae) and other epigaeic arthropods in winter wheat. *Biological Agriculture and Horticulture* 12:353–364.
- Pielou EC (1975) Ecological diversity. Wiley, New York: pp 165.
- Ranjha M, Irmler U (2013) Age of grassy strips influences biodiversity of ground beetles in organic agro-ecosystem. *Agricultural Science* 4:209–218.
- Ranjha M, Irmler U (2014) Movement of carabids from grassy strips to crop land in organic agriculture. *Journal of Insect Conservation* 18:457–467.
- Reiß S, Bork H, Rücker K, Werban U (2008) Boden- und Landnutzungsgeschichte der Ackerflächen des Hofes Ritzerau. *Faun.-Ökol. Mitt. Suppl.* 35:31–46.
- Roschwitz I, Gabriel D, Tscharnke T (2005) The effects of landscape complexity on arable weed species. *Journal of Applied Ecology* 42:873–882.
- Rusch A, Bommarco R, Chiverton P, Ekbom B (2013) Response of ground beetle (Coleoptera, Carabidae) communities to changes in agriculture policies in Sweden over two decades. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 176:63–69.
- Saska P, Honek A (2003) Temperature and development of central Europe species *Amara* (Coleoptera: Carabidae). *European Journal of Entomology* 100:509–515.
- Schröter L (2010) Lauf- und Kurzflügelkäfer (Coleoptera: Carabidae, Staphylinidae) auf Ackerflächen während der Umstellung vom konventionellen zum ökologischen Anbau. *Faun. Ökolog. Mitt. Suppl.* 36:1–144.
- Schröter L, Irmler U (1999) Einfluss von Bodenart, Kulturfrucht und Feldgröße auf Carabiden-Synusien der Äcker des konventionell-intensiven und des ökologischen Landbaus. *Faun.-Ökol. Mitt. Suppl.* 27:1–61.
- Schröter L, Irmler U (2013) Organic cultivation reduces barrier effect of arable fields on species diversity. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 164:176–180.
- Shannon C, Weaver W (1976) Mathematische Grundlagen der Informationstheorie. Scientia nova Oldenbourg, München.
- Sunderland K (1975) The diet of predatory arthropods in cereal crops. *Journal Applied Ecology* 12:507–515.
- Thomas C, Parkinson L, Marshall E (1998) Isolating the components of activity-density for the carabid beetle *Pterostichus melanarius* in farmland. *Oecologia* 116:103–112.
- Usinger H, Rücker K (2008) Zur eis- und nacheiszeitlichen Entwicklung der Duvenseebach-Niederung. *Faun.-Ökol. Mitt. Suppl.* 35:21–30.
- Whittaker R (1972) Evolution and the measurement of species diversity. *Taxon* 21:213–251.