

BioDivSoil – Bodenbiodiversität im Fokus

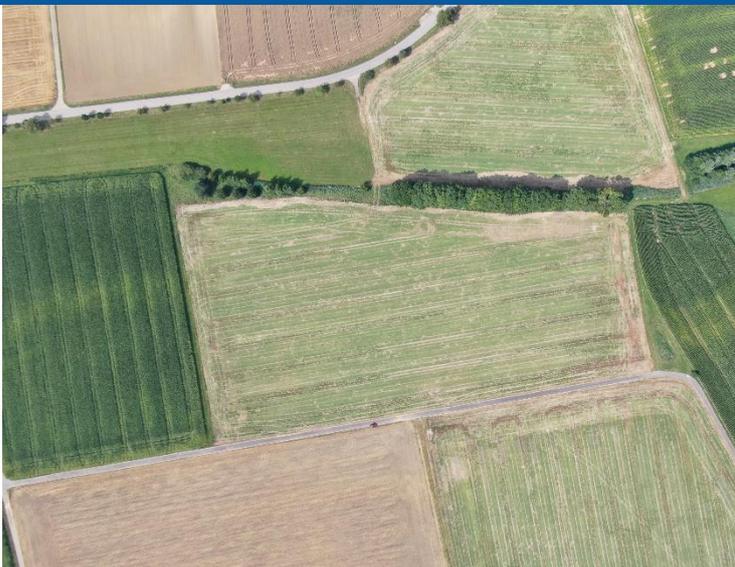
Diversitätsmuster und Methodenevaluation zur Erfassung und
Bewertung der Bodenbiodiversität in der Agrarlandschaft

Lucas Stratemann, Lukas Schröer, Alexander Bach,
Andreas Toschki, Johanna Oellers und
Martina Roß-Nickoll

BfN-Schriften

746

2025





Bundesamt für
Naturschutz

BioDivSoil – Bodenbiodiversität im Fokus

**Diversitätsmuster und Methodenevaluation zur Erfassung
und Bewertung der Bodenbiodiversität in der
Agrarlandschaft**

Lucas Stratemann

Lukas Schröer

Alexander Bach

Andreas Toschki

Johanna Oellers

Martina Roß-Nickoll

Impressum

Titelbild: Oben links: Vertikalansicht auf eine Untersuchungsfläche (Grafik: L. Stratemann)
Oben rechts: Carabide im Porträt (Grafik: A. Toschki)
Unten links: Oribatide unter dem Mikroskop (Grafik: A. Toschki)
Unten rechts: Blühendes Rapsfeld (Grafik: L. Stratemann)

Adressen der Autorinnen und der Autoren:

Lucas Stratemann	Institute für Umweltforschung, RWTH Aachen University
Dr. Alexander Bach	Worringerweg 1, 52074 Aachen
Lukas Schröer	E-Mail: lucas.stratemann@rwth-aachen.de
Prof Dr. Martina Roß-Nickoll	ross@bio5.rwth-aachen.de
Johanna Oellers	gaiac – Forschungsinstitut für Ökosystemanalyse und -bewertung e.V.
Dr. Andreas Toschki	An der Ölmühle 2, 52074 Aachen
	E-Mail: oellers@gaiac-eco.de

Fachbetreuung im BfN:

Dr. Moritz Nabel Fachgebiet II 2.5 „Naturschutz in der Landwirtschaft“
E-Mail: moritz.nabel@bfn.de

Förderhinweis:

Gefördert durch das Bundesamt für Naturschutz (BfN) mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV) (FKZ: 3520841700).

Zitiervorschlag:

Stratemann, L., Schröer, L., Bach, A., Toschki, A., Oellers, J., Roß-Nickoll, M. (2025): BioDivSoil – Bodenbiodiversität im Fokus - Diversitätsmuster und Methodenevaluation zur Erfassung und Bewertung der Bodenbiodiversität in der Agrarlandschaft. BfN-Schriften 746, 115 S. DOI: **10.19217/skr746**

Diese Veröffentlichung wird aufgenommen in die Literaturdatenbank „DNL-online“ (www.dnl-online.de).

BfN-Schriften sind nicht im Buchhandel erhältlich. Eine pdf-Version dieser Ausgabe kann unter www.bfn.de/publikationen heruntergeladen werden.

Institutioneller Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz
Konstantinstr. 110
53179 Bonn
URL: www.bfn.de

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



Diese Schriftenreihe wird unter den Bedingungen der Creative Commons Lizenz Namensnennung – keine Bearbeitung 4.0 International (CC BY - ND 4.0) zur Verfügung gestellt (creativecommons.org/licenses).

Druck: Druckerei des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV)

Gedruckt auf 100% Altpapier

ISBN 978-3-89624-510-6

DOI 10.19217/skr746

Bonn 2025

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung.....	5
Abstract	6
1 Einleitung	7
1.1 Hintergrund.....	7
1.2 Projektziele und Projektbearbeitung.....	8
2 Literaturstudie, Untersuchungsgebiete & Methoden	9
2.1 Literaturstudie	9
2.2 Auswahl der projektspezifischen Standorte	10
2.2.1 Untersuchungsgebiet und Standorte zur Einordnung von Ackerflächen in die Agrarlandschaft.....	10
2.2.2 Untersuchungsgebiet und Standorte zum Vergleich von konventioneller und biologischer Landwirtschaft.....	12
2.3 Ergänzende Standorte aus anderen Projekten.....	13
2.4 Beprobung der Standorte	15
2.4.1 Analyse ausgewählter Bodenparameter	15
2.4.2 Erfassung von Collembola, Oribatida und Lumbricidae	16
2.4.3 Erfassung von Carabidae und Araneae	17
2.4.4 DNA-Analysen aus Bodenproben, Bodenfalleninhalten und Carabidenmägen	19
2.5 Auswertung der Ergebnisse	20
2.5.1 Ökologische Auswertung	20
2.5.2 Statistische Analysen	22
3 Ergebnisse & Diskussion	26
3.1 Literaturstudie	26
3.2 Analyse der Bodenparameter	26
3.3 Analyse von Biodiversitätsmustern der Bodenfauna in der Agrarlandschaft	27
3.3.1 Analyse der Collembolen-, Oribatiden- und Lumbriciden-Zönosen (Probenahme 2021)	27
3.3.2 Einordnung der im BioDivSoil-Projekt vorgefundenen Artmuster der Collembola und Oribatida in die Lebensgemeinschaften des Offenlandes.....	36
3.3.3 Analyse der epigäischen Arthropoden – Carabidae und Araneae	46
3.3.4 Biodiversitätsmuster von Bodentieren in der Agrarlandschaft anhand von Metabarcoding.....	53
3.3.5 Vergleich der angewandten Methoden.....	60

3.4	Biodiversitätsmuster im biologischen und konventionellen Landbau (Probenahme 2023)	63
3.4.1	Analyse der epigäischen Arthropoden – Carabidae und Araneae	63
3.4.2	DNA aus Bodenproben und Bodenfalleninhalten	69
3.4.3	Vergleich der Methoden	75
3.5	Trophische Interaktionen von Bodentieren in der Agrarlandschaft über Mageninhaltsanalysen	77
4	Gesamtdiskussion	82
4.1	Methodische Ansätze zur Biodiversitätsbewertung	82
4.2	Charakteristika verschiedener Landnutzungsformen	86
4.3	Einfluss der Bewirtschaftungsform	87
5	Handlungsempfehlungen	88
5.1	Forschungsbedarfe in der Wissenschaft	88
5.2	Empfehlungen für die praktische Landwirtschaft	90
5.3	Sonstige Handlungsempfehlungen	91
	Danksagung	92
	Literaturverzeichnis	93
	Abbildungsverzeichnis	103
	Tabellenverzeichnis	105
	Abkürzungsverzeichnis	107
A	Anhang	108

Zusammenfassung

Die Identifizierung von Biodiversitätsmustern in Agrarlandschaften ist für die Bewertung des ökologischen Zustands und die Entwicklung nachhaltiger Bewirtschaftungsstrategien von entscheidender Bedeutung. Im Rahmen des Projektes BioDivSoil wurde die Bodenbiodiversität unter verschiedenen Landnutzungsformen mit etablierten und molekularbiologischen Methoden untersucht. Ziel war es, Indikatoren für die Förderung und Bewertung von Bodenlebensgemeinschaften zu identifizieren.

An insgesamt 45 Standorten wurde die Bodenfauna erfasst und mit morphologischen und molekularbiologischen Ansätzen bis zur Art bestimmt. Untersucht wurden Collembola, Oribatida und Lumbricidae als Vertreter der endogäischen Lebensgemeinschaften sowie Carabidae und Araneae als Vertreter der epigäischen Prädatoren. Auf molekularbiologischer Ebene wurden eDNA-Analysen von Bodenproben und DNA-Metabarcoding von Bodenfalleninhalten eingesetzt.

Die Datenerhebung des ersten Untersuchungsjahrs zeigten deutliche Unterschiede zwischen verschiedenen Landnutzungsformen. Es wurden Kippunkte identifiziert, welche sich im Verschwinden spezialisierter Arten und der Dominanz generalistischer Arten auf intensiv genutzten Standorten, d. h. Intensivgrünland und Ackerflächen, äußerten. Dieses Muster wurde sowohl für endogäische als auch für epigäische Tiergruppen identifiziert. Während Collembola und Oribatida einen starken Rückgang der Arten- und Individuenzahlen zeigten, blieb dieser bei den Carabidae und Araneae aus. Auch die molekularbiologisch bestimmten Beifänge aus Bodenfallen zeigten Unterschiede zwischen den Landnutzungsformen hinsichtlich der Artenzusammensetzung. Mittels der eDNA-Analysen identifizierte endogäische Biozönosen konnten nur zwischen Feldrainen und Intensivstandorten unterschieden werden.

Sowohl die DNA-basierten Methoden als auch die Carabidae und Araneae zeigten signifikant höhere Artenzahlen in Feldrainen als auf Ackerflächen, was auf die enorme Bedeutung der Strukturvielfalt in der Agrarlandschaft hinweist. Zwischen Ackerflächen und Intensivgrünland wurden keine signifikanten Unterschiede festgestellt. Insbesondere die Lumbricidae unterschieden sich kaum zwischen den drei Landnutzungsformen.

Im zweiten Untersuchungsjahr wurden biologisch und konventionell bewirtschaftete Ackerflächen sowie junge Ackerbrachen hinsichtlich ihrer Biodiversität miteinander verglichen. In diesem Projektteil wurden Carabidae und Araneae morphologisch bestimmt sowie eDNA-Analysen aus Bodenproben und DNA-Metabarcoding der Beifänge durchgeführt. Es wurden keine signifikanten Unterschiede zwischen biologisch und konventionell bewirtschafteten Ackerflächen gefunden. Die konventionell bewirtschafteten Ackerflächen wiesen jedoch im Vergleich zu den Ackerbrachen eine signifikant geringere Artenzahl und Functional Richness auf. Die eDNA-Analyse zeigte für endogäische Gruppen eine signifikant höhere Artenzahl auf biologischen Flächen verglichen mit Ackerbrachen. Diese Ergebnisse deuten darauf hin, dass sich epigäische Lebensgemeinschaften schneller erholen und schneller auf Veränderungen der Umweltfaktoren reagieren als endogäische Gemeinschaften.

Das BioDivSoil-Projekt liefert wichtige Erkenntnisse zur Bewertung der Biodiversität in der Agrarlandschaft und zeigt gleichzeitig Forschungs- und Handlungsbedarf für eine nachhaltige Bodennutzung in der Landwirtschaft auf.

Abstract

The identification of biodiversity patterns in agricultural landscapes is of crucial importance for the assessment of ecological status and the development of sustainable management strategies. As part of the BioDivSoil project, soil biodiversity under different forms of land use was investigated using established and molecular biological methods. The aim was to identify indicators for the promotion and evaluation of soil biocenoses.

The soil fauna was recorded at a total of 45 sites and identified to species level using morphological and molecular biological approaches. Collembola, Oribatida and Lumbricidae were analyzed as representatives of the endogean communities and Carabidae and Araneae as representatives of the epigeal predators. At the molecular biological level, eDNA analyses of soil samples and DNA metabarcoding of soil trap contents were used.

The data collected in the first year of the study showed clear differences between different forms of land use. Tipping points were identified, which manifested themselves in the disappearance of specialized species and the dominance of generalist species on intensively used sites, i.e. intensive grassland and arable land. This pattern was identified for both endogean and epigeal animal groups. While Collembola and Oribatida showed a strong decline in the number of species and individuals, this was not the case for Carabidae and Araneae. The molecular-biologically determined bycatches from pitfall traps also showed differences between the land-use types in terms of species composition. Endogean biocenoses identified by eDNA analyses could only be distinguished between field margins and intensive sites.

Both the DNA-based methods and the Carabidae and Araneae showed significantly higher numbers of species in field margins than on arable land, which indicates the enormous importance of structural diversity in the agricultural landscape. No significant differences were found between arable land and intensive grassland. The Lumbricidae hardly differed between the three forms of land use.

In the second year of research, organically and conventionally farmed arable land and young fallow fields were compared in terms of their biodiversity. In this part of the project, Carabidae and Araneae were morphologically determined and eDNA analyses from soil samples and DNA metabarcoding of bycatches were carried out. No significant differences were found between organically and conventionally farmed arable land. However, the conventionally farmed arable fields showed a significantly lower number of species and functional richness compared to the fallow fields. The eDNA analysis showed a significantly higher number of species for endogean groups on organic plots compared to fallow fields. These results indicate that epigeal communities recover faster and respond more quickly to changes in environmental factors than endogean communities.

The BioDivSoil project provides important insights into the assessment of biodiversity in the agricultural landscape and at the same time highlights the need for research and action for sustainable soil management in agriculture.

1 Einleitung

1.1 Hintergrund

Aktueller Stand der Wissenschaft

In weiten Teilen der Welt wird seit mehreren Jahrzehnten ein Rückgang der Biodiversität, insbesondere in der Agrarlandschaft, dokumentiert (Habel et al. 2019; Seibold et al. 2019; Wagner 2020). Darüber hinaus ist in den letzten Jahren die Abnahme der Insekten-Vielfalt und -Biomasse durch viel beachtete Veröffentlichungen in den Fokus der Öffentlichkeit gerückt (Hallmann et al. 2017), was die Planung und Umsetzung verschiedener Aktivitäten auf Landes- und Bundesebene in Deutschland zur Folge hatte. Um repräsentative Daten zu Veränderungen der Insektenpopulationen sowie zu deren Ursachen zu erheben, wurden u. a. das bundesweite Insektenmonitoring, das landesweite Insektenmonitoring in Baden-Württemberg sowie die Einrichtung des Nationalen Monitoringzentrums zur Biodiversität (NMZB) geplant und teilweise umgesetzt (Bundesamt für Naturschutz 2023; Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg 2023). Außerdem wurde im Dezember 2024 die Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt 2030 (NBS 2030) beschlossen. Die NBS 2030 adressiert alle relevanten, direkten und indirekten Treiber des Biodiversitätsverlustes. Im Zentrum stehen Biodiversitätsziele für 2030 und Maßnahmen der Bundesrepublik, die in der NBS 2030 ebenso wie im Aktionsplan Natürlicher Klimaschutz festgelegt werden.

Trotz dieser Aktivitäten und Erkenntnisse ist das Wissen um die Entwicklung bzw. Veränderungen der Bodenlebensgemeinschaften sowie die bedingenden Faktoren, die auf die Struktur der Bodenzönosen einwirken, bisher gering (Toschki et al. 2021; Broll et al. 2024). Besonders in der Agrarlandschaft ist es aufgrund einer Vielzahl an anthropogenen Einflussfaktoren und deren zahlreichen Wechselwirkungen mit abiotischen und biotischen Faktoren schwierig, die Auswirkungen der einzelnen Einflussgrößen auf die unterschiedlichen Bodentiergruppen zu erfassen und zu beurteilen. Dennoch besteht die Notwendigkeit, den Boden zu schützen bzw. einen gesunden Boden zu erhalten, um damit wichtige Ökosystemdienstleistungen, wie beispielsweise die Klimaregulation, die Bereitstellung von Nahrung für die Menschen, die Filtration und Reinigung von Wasser und den Abbau von Schadstoffen, zu gewährleisten. Darüber hinaus ist der Boden Lebensraum für unzählige Bodenorganismen, von denen die o. g. Leistungen entscheidend abhängen (Turbé et al. 2010; Nabel et al. 2021). Daher bestehen in den letzten Jahren verstärkte Aktivitäten u. a. auf EU-, Bundes- und Landesebene, die die Erhaltung gesunder Böden zum Ziel haben, wobei in verschiedenen Projekten an der Erarbeitung von Zielvorstellungen, gesetzlichen Rahmenbedingungen, Bodenmonitoringkonzepten, Indikatoren und deren Umsetzung gearbeitet wird (Nabel et al. 2021; Kaufmann-Boll et al. 2022; EEA (European Environment Agency) 2023).

DNA-Metabarcoding als Ergänzung in Monitoringaktivitäten

Monitoringprogramme zur Biodiversität basieren häufig auf der Analyse der Artenzusammensetzung und Abundanz von Bodenorganismen mittels anspruchsvoller taxonomischer Bestimmung. Diese Methode erfordert ein hohes Maß an Expertise und ist sehr zeitaufwändig. Häufig kann nur ein kleiner Teil einer komplexen organismischen Mischprobe analysiert werden. Als vielversprechende Ergänzung und Alternative bieten sich molekularbiologische Ansätze wie das [Meta-]Barcoding an. Durch die Extraktion von DNA direkt aus dem Boden oder aus gefangenen Tieren kann in kurzer Zeit ein Überblick über die vorkommenden Arten geschaffen

werden (Oliverio et al. 2018; Watts et al. 2019). Weiterhin können durch die Sequenzierung des Mageninhaltes von Prädatoren Schlüsse auf die jeweilige Nahrungsgrundlage und damit auf Beziehungen bzw. Abhängigkeiten zu tieferen Ebenen des Nahrungsnetzes gezogen werden (Eitzinger et al. 2013). Die Möglichkeit, die Gesamtheit der Organismen mit diesem Ansatz zu erfassen, ist dabei durch die Art der Probennahme und die Anzahl der bereits vorliegenden Gensequenzen begrenzt (Andersen et al. 2012; Begerow et al. 2010). Außerdem stellt die Quantifizierung der erhaltenen Daten nach wie vor eine große Herausforderung dar. Die Wahl des genutzten Primers ist entscheidend, um zumindest eine Angabe der relativen Häufigkeiten einzelner Arten innerhalb einer Probe unter Berücksichtigung der Biomasse zu tätigen (Piñol, Senar, und Symondson 2019). Durch die ständige Weiterentwicklung der Sequenz-Bibliotheken, auf die zurückgegriffen werden kann, wird das Metabarcoding zukünftig stark zum Verständnis der Bodenbiodiversität und der Funktion einzelner Arten oder Organismengruppen beitragen (Chen et al. 2019; Cadre et al. 2024).

1.2 Projektziele und Projektbearbeitung

Das Ziel des vorliegenden BioDivSoil-Projekts ist die Ermittlung von Indikatoren für die Untersuchung und Bewertung sowie für die Entwicklung von Vorschlägen zur gezielten Förderung der Bodenbiodiversität der Bodenlebensgemeinschaften in der Agrarlandschaft. Um diese Ziele zu erreichen, kommen im vorliegenden Projekt sowohl etablierte Methoden (morphologische Bestimmung der Organismen) als auch noch nicht abschließend etablierte Methoden der molekularen Biologie (DNA-Metabarcoding) zur Anwendung. Darüber hinaus wurde eine umfassende Datengrundlage zusammengetragen, die aus vorhandenen Datenpaketen vorangegangener Erhebungen sowie neuen, ergänzenden Untersuchungen der Fauna und Flora sowie deren Funktion in Agrarökosystemen besteht. Um die derzeitige Nutzbarkeit, Vergleichbarkeit und etwaige Potenziale neuer Methoden sichtbar zu machen, wurden vergleichende Analysen der Methoden durchgeführt. Hinsichtlich anwendbarer Indikatoren werden sowohl solche, die durch Bewirtschaftende selbst erhoben werden können, als auch solche, die einer weitergehenden wissenschaftlichen Expertise und Methodik bedürfen, diskutiert und entwickelt.

Die Vorgehensweise, um die Grundlage des methodischen Vergleichs zu schaffen, machte innerhalb des Projektes die Bündelung verschiedener Expertisen erforderlich. Daher wurden auch die verschiedenen inhaltlichen Ausarbeitungen und entsprechenden Textteile hauptverantwortlich durch die jeweiligen Projektpartner umgesetzt.

Die Gesamtkoordination des Projektes erfolgte durch das Institut für Umweltforschung der RWTH Aachen University (IFER). Das IFER bearbeitete zudem die Erfassung der Bodenorganismen mittels molekularbiologischer Methoden und führte morphologische Bestimmungen der Carabidae und Araneae durch. Entsprechende Auswertungen und Ergebnisse werden in den Textteilen von Kap. 3.3.3, Kap. 3.3.4, Kap. 3.3.5, Kap. 3.4 und Kap. 3.5 vorgestellt.

Das Forschungsinstitut gaiac führte zu Beginn des Projektes eine umfassende Literaturstudie durch. Zudem erstellte gaiac auf Basis morphologischer Bestimmungen von Collembola, Oribatida und Lumbricidae, sowie durch Hinzunahme weiterer Daten aus anderen Untersuchungen, ökologische Analysen von Boden-Lebensgemeinschaften, die in Form von Tabellen und Text in Kap. 3.1, Kap. 3.3.1 und Kap. 3.3.2 dargestellt sind.

2 Literaturstudie, Untersuchungsgebiete & Methoden

2.1 Literaturstudie

Im Rahmen des Projekts erfolgte eine umfangreiche Literaturrecherche im Hinblick auf die folgenden Themengebiete:

- Methoden und Standards zur Erfassung der Boden-Biodiversität
- Struktur und Funktion von Boden-Lebensgemeinschaften
- Einfluss landwirtschaftlicher Praktiken auf die Bodenbiodiversität
- Zusammenhänge zwischen Bewirtschaftung, Anbau-Kulturen und Bodenbiozöosen

Die Suche nach entsprechenden Publikationen erfolgte in den eigenen, bestehenden Literaturbeständen sowie in entsprechenden Internetportalen. Darüber hinaus wurden Literaturverzeichnisse verschiedener Reviews gesichtet und Hinweise auf weitere passende Publikationen nachverfolgt.

Die Internetrecherchen erfolgten mittels gängiger Internet-Suchmaschinen (Google, Google Scholar), wobei verschiedene Kombinationen von Suchbegriffen der nachfolgenden Schlagwort-Kategorien eingesetzt wurden:

- Taxonomische Gruppe (wissenschaftlicher & Trivialname), Bodenorganismen (allgemein)
- Struktur & Funktion (z. B. Streuabbau, Nahrungsnetz)
- Parameter/Endpunkt (Diversität, Biomasse etc.)
- Bewirtschaftungsfaktor (u. a. Pflügen, Düngung)

Geeignete Veröffentlichungen wurden in die interne Literaturdatenbank Zotero des Forschungsinstituts gaiac eingepflegt. Um im Rahmen der geplanten Auswertungen gezielt auf die Publikationen zugreifen zu können, wurden diese mittels Schlagworten (Tags) in Zotero gekennzeichnet. Diese Tags umfassten verschiedene Kategorien, wie beispielsweise die Organismengruppe, Aspekte der Landschaft sowie der Funktionen von Bodenorganismen, landwirtschaftliche Praktiken, Erfassungsmethoden und Durchführungsort der Studie.

2.2 Auswahl der projektspezifischen Standorte

2.2.1 Untersuchungsgebiet und Standorte zur Einordnung von Ackerflächen in die Agrarlandschaft

Im Jahr 2021 wurden insgesamt 26 Standorte hinsichtlich ausgewählter bodenbiologischer Zielgrößen untersucht. Die Standorte lagen sowohl in NRW (Aachen und Jülich) als auch in Baden-Württemberg und umfassten die Nutzungstypen Acker, Grünland und Feldrain (Tab. 1, Abb. 1).

Tab. 1: Übersicht über Standorte, Nutzungstypen, Feldfrüchte, Bundesländer und Ortschaften der im Jahr 2021 im BioDivSoil-Projekt untersuchten Standorte. BL = Bundesland.

Standort	Nutzungstyp	Feldfrucht 2021	BL	Ortschaft
AWi	Acker	Kartoffeln	NRW	Aachen
AZ2	Acker	Zuckerrüben	NRW	Aachen
AZ3	Acker	Mais	NRW	Aachen
AZ4	Acker	Winterweizen	NRW	Aachen
ÖFS 217	Acker	Wintergerste	BW	Böhmenkirch/ Göppingen
ÖFS 3	Acker	Sommergerste	BW	Laichingen/ Alb-Donau-Kreis
ÖFS 307	Acker	Mais	BW	Krauchenwies/ Sigmaringen
ÖFS 311	Acker	Mais	BW	Allmendingen/ Alb-Donau-Kreis
ÖFS 314	Acker	Winterweizen	BW	Ehingen/ Alb-Donau-Kreis
ÖFS 317	Acker	Mais	BW	Attenweiler/ Biberach
ÖFS 38	Acker	Raps	BW	Mudau/ Neckar-Odenwald-Kreis
ÖFS 385	Acker	Wintergerste	BW	Bad Waldsee/ Ravensburg
ÖFS 387	Acker	Wintergerste	BW	Berg/ Ravensburg
ÖFS 43	Acker	Mais	BW	Billigheim/ Neckar-Odenwald-Kreis
ÖFS 78	Acker	Raps	BW	Rot am See/ Schwäbisch Hall
Hasselholz	Grünland	-	NRW	Aachen
Wi	Grünland	-	NRW	Aachen
ÖFS 142	Grünland	-	BW	Gschwend/ Ostalbkreis
J2	Feldrain	-	NRW	Jülich
J3	Feldrain	-	NRW	Jülich
J4	Feldrain	-	NRW	Jülich
J5	Feldrain	-	NRW	Jülich
JR	Feldrain	-	NRW	Jülich
Z2	Feldrain	-	NRW	Aachen
Z3	Feldrain	-	NRW	Aachen
Z4	Feldrain	-	NRW	Aachen

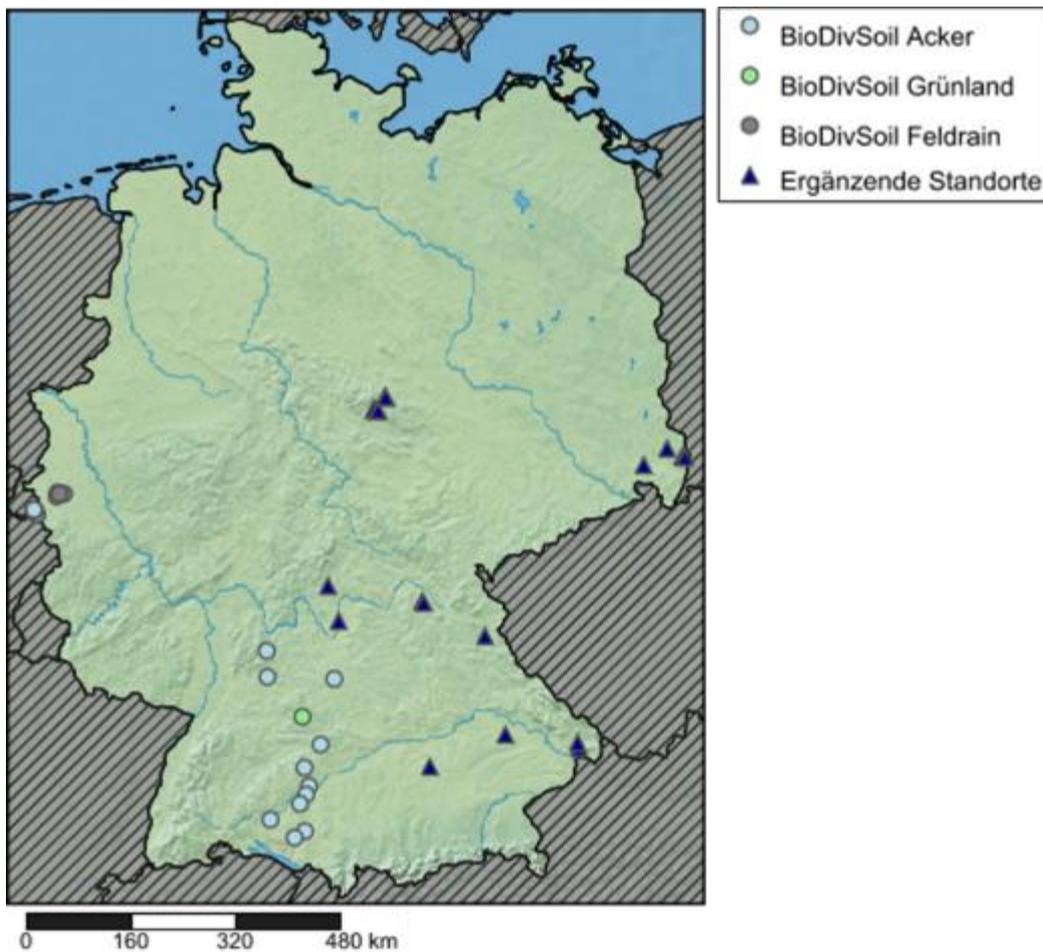


Abb. 1: Übersicht über die 26 in 2021 beprobten Standorte sowie die ergänzenden Standorte aus dem Projekt Edaphobase. Die Abbildung wurde mit der Software SimpleMapp (Shorthouse 2010) generiert. (Grafik: L. Stratemann)

2.2.2 Untersuchungsgebiet und Standorte zum Vergleich von konventioneller und biologischer Landwirtschaft

Im Jahr 2023 wurden insgesamt 23 Ackerflächen beprobt, vier waren bereits im Untersuchungsjahr 2021 Teil des Standortsets. Es wurden sowohl biologisch (10) als auch konventionell (9) bewirtschaftete Flächen ausgewählt, die von vier Ackerbrachen ergänzt wurden. Alle Standorte befanden sich in der StädteRegion Aachen und im niederrheinischen Tiefland (Tab. 2).

Tab. 2: Übersicht über Standorte, Nutzungstypen, Feldfrüchte und Ortschaften der im Jahr 2023 im BioDivSoil-Projekt untersuchten Standorte.

Standort	Nutzungstyp	Feldfrucht 2023	Ortschaft
AWi	Konventionell	Weizen	Aachen
AZ2	Konventionell	Weizen	Aachen
AZ3	Konventionell	Raps	Aachen
AZ4	Konventionell	Weizen	Aachen
ALU	Konventionell	Luzernegras	Aachen
AAB	Biologisch	Ackerbohne	Aachen
AWB	Biologisch	Weizen	Aachen
KEK	Konventionell	Erbse	Kerpen
KZK	Konventionell	Zuckerrübe	Kerpen
KGK	Konventionell	Gerste	Kerpen
KWK	Konventionell	Weizen	Kerpen
KAB	Biologisch	Ackerbohne	Kerpen
KWB	Biologisch	Weizen	Kerpen
KGB	Biologisch	Gerste	Kerpen
KZB	Biologisch	Zuckerrübe	Kerpen
LEB	Biologisch	Erbse	Hottorf/ Linnich
LWB	Biologisch	Weizen	Hottorf/ Linnich
LAB	Biologisch	Ackerbohne	Hottorf/ Linnich
LRB	Biologisch	Raps	Hottorf/ Linnich
BBO	Ackerbrache	-	Eschweiler/ Aachen
BBW	Ackerbrache	-	Eschweiler/ Aachen
BB1	Ackerbrache	-	Würselen
BB3	Ackerbrache	-	Würselen

2.3 Ergänzende Standorte aus anderen Projekten

Die oben beschriebenen Datenerhebungen wurden durch bestehende Datensätze anderer Projekte ergänzt. Die bestehenden Datensätze entstammten verschiedenen Untersuchungen, in denen bodenbiologische Daten mittels morphologischer Bestimmung in Verbindung mit wichtigen Begleitparametern (z. B. Boden-pH-Wert oder C/N-Verhältnis) aufgenommen wurden (Tab. 4). Diese Untersuchungen werden nachfolgend näher beschrieben.

Ökologische Flächenstichprobe in Baden-Württemberg:

Die 12 Ackerstandorte in Baden-Württemberg (ÖFS 3 bis ÖFS 387, vgl. Tab. 1), die im Rahmen des vorliegenden Projekts untersucht wurden, sind Teil des bestehenden Systems der „bundesweit repräsentativen Stichprobenflächen (BRSF)“, auf denen bereits verschiedene bundesweite Monitoring-Aktivitäten stattfinden oder in Planung sind. Dies sind das Monitoring häufiger Brutvögel, das Monitoring von Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert, das Ökosystem-Monitoring sowie das deutschlandweite Insektenmonitoring (Bundesamt für Naturschutz 2019; 2023). In Baden-Württemberg werden die BRSF auch als „Ökologische Flächenstichprobe (ÖFS)“ bezeichnet.

Die Flächen werden bereits seit dem Jahr 2019 im Rahmen des landesweiten Insektenmonitorings in Baden-Württemberg (Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg 2023) durch das Forschungsinstitut gaiac mittels Bodenfallenfang untersucht. Dabei werden Daten zu den Carabidae (Arten, Individuenzahlen, Biomassen), den Araneae und Staphylinidae (Individuenzahlen, Biomassen) sowie den restlichen gefangenen epigäischen Arthropoden (Biomassen) erhoben (Oellers, Fürste, et al. 2022). Hierdurch ließen sich Synergieeffekte nutzen, indem Daten zwischen diesen beiden Projekten ausgetauscht wurden.

Die Edaphobase-Länderstudien:

Bei den Edaphobase-Standorten handelte es sich um Flächen, in denen bereits in den Jahren 2014 (Sachsen, Nordrhein-Westfalen) bzw. 2015 (Bayern, Sachsen-Anhalt) umfassende bodenökologische Untersuchungen stattgefunden haben. Im Rahmen dieser sog. Edaphobase-Länderstudien wurden in den vier Bundesländern jeweils eine in sich schlüssige Länderstudie durchgeführt, in der spezifische, naturschutzfachliche Fragestellungen verschiedener Landesbehörden bearbeitet wurden. Die Edaphobase-Länderstudien waren Teil der zweiten Phase (2013-2018) des Edaphobase-Datenbankprojekts, in der es darum ging, das bestehende bodenzoologische Daten-Repository „Edaphobase“ hinsichtlich seiner Anwendbarkeit zu überprüfen und weiterzuentwickeln (Burkhardt et al. 2014; Toschki et al. 2021).

In den Edaphobase-Länderstudien wurden innerhalb jedes der vier Bundesländer jeweils drei Biotoptypen hinsichtlich ihrer Lebensgemeinschaften verschiedener Bodentiergruppen (Collembola, Oribatida, Diplopoda, Chilopoda, Lumbricidae, Enchytraeidae) untersucht. Als Beifänge der durchgeführten Bodenfallenuntersuchungen wurden zudem die Araneae bestimmt. Die in diesen Studien erhobenen Daten sowie weitere Informationen zu den untersuchten Flächen wurden in vier Länderstudien-Gutachten ausgewertet, gemeinsam veröffentlicht und können zudem online auf dem Edaphobase-Portal eingesehen und heruntergeladen werden. Die vorhandenen Ergebnisse von 9 Acker- und 12 Grünlandstandorten ausgewählter Gruppen (Araneae, Collembola, Oribatida und Lumbricidae) wurden im vorliegenden BioDivSoil-Projekt mit ausgewertet.

Die UBA-Feldrainstudie:

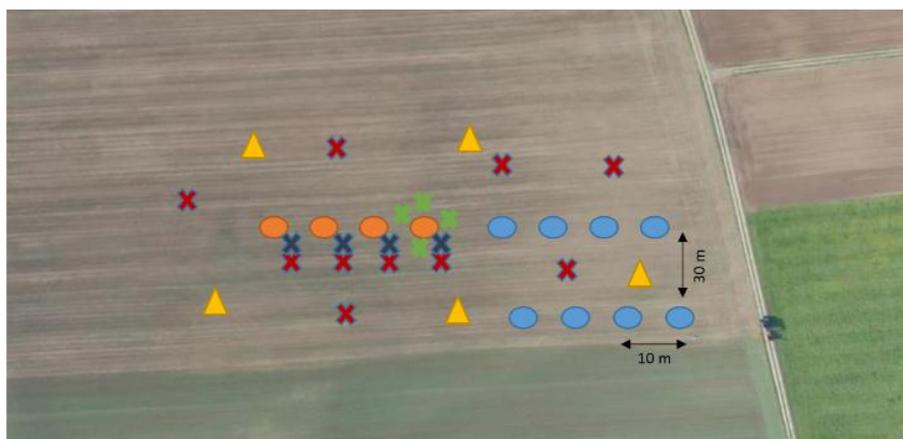
Im Rahmen eines durch das Umweltbundesamt (UBA) finanzierten F&E-Vorhabens wurden in den Jahren 2001 bis 2003 in drei Naturräumen Deutschlands (Jülicher Börde, Leipziger Tieflandsbucht, Raum Mainfranken) insgesamt 18 grasige Feldraine der Agrarlandschaft untersucht. Hierbei wurden Daten zu verschiedenen Tiergruppen (Carabidae, Araneae, Collembola, Oribatida, Coccinellidae, Saltatoria, Syrphidae und Hymenoptera) erfasst sowie standortökologische Kenngrößen aufgenommen (Roß-Nickoll et al. 2004; Toschki 2008). Im vorliegenden Projekt wurde auf die bestehenden Daten der für das Vorhaben relevanten Tiergruppen (Carabidae, Araneae, Collembola, Oribatida) der Regionen Jülicher Börde und Leipziger Tieflandsbucht zurückgegriffen. Die im BioDivSoil-Projekt untersuchten Standorte J2-J5 und JR entsprachen den in der UBA-Feldrainstudie untersuchten Flächen in der Jülicher Börde. Lediglich an dem Standort J1, der in den Jahren 2001-2003 beprobt wurde, fanden im BioDivSoil-Projekt keine erneuten Datenerhebungen statt, da sich diese Fläche hinsichtlich des Biotoptyps gewandelt hat.

Tab. 3: Übersicht über die bestehenden Datenpakete, die im BioDivSoil-Projekt verwendet wurden.
BL: Bundesland, BY: Bayern, NRW: Nordrhein-Westfalen, SN: Sachsen, ST: Sachsen-Anhalt.
Co: Collembola, O: Oribatida, L: Lumbricidae, A: Araneae, Ca: Carabidae

Biotoptyp	BL	Jahr	Anzahl	Kürzel	Studie	Tiergruppen
Kalkmagerrasen	ST	2015	3	EB_ST3	Edaphobase	Co, O, L, A
Borstgrasrasen	ST	2015	3	EB_ST1	Edaphobase	Co, O, L, A
Goldhaferwiesen	ST	2015	3	EB_ST2	Edaphobase	Co, O, L, A
Intensivgrünland	BY	2015	3	EB_BY1	Edaphobase	Co, O, L, A
Löß-Acker	BY	2015	3	EB_BY2	Edaphobase	Co, O, L, A
Kalk-Acker	BY	2015	3	EB_BY3	Edaphobase	Co, O, L, A
Sand-Acker	SN	2014	3	EB_SN3	Edaphobase	Co, O, L, A
Feldrain	SN	2001-2003	6	L	UBA Feldraine	Co, O, Ca, A
Feldrain	NRW	2001-2003	6	J	UBA Feldraine	Co, O, Ca, A

2.4 Beprobung der Standorte

Auf den Flächen in Baden-Württemberg wurde 2021 das umfangreichste Probenahmedesign angewendet. Die genutzten Fangmethoden waren Bodenfallen zum Fang von Carabidae und Araneae sowie als Grundlage für DNA-basierte Analysen der Beifänge, Bodenkerne zur Bestimmung einiger Umweltparameter, zur Determination von Collembola, Oribatida und als Grundlage für eDNA-Analysen sowie Spatenstiche für Lumbricidae (Abb. 2). In demselben Jahr wurden auf Flächen im Großraum Aachen vier statt zwölf Bodenfallen eingesetzt. Während der zweiten Fangperiode im Jahr 2023 wurde erneut mit vier Bodenfallen und Bodenkernen gearbeitet. Die Bodenkerne dienten jedoch ausschließlich als Grundlage für eDNA-Analysen.



- Bodenfallen (Morphologie)
- Bodenfallen (Morphologie & Metabarcoding)
- ▲ Spatenproben
- ✕ Bodenkerne (Morphologie)
- ✕ Bodenkerne (eDNA)
- ✕ Paarweiser Bodenkern (eDNA/ Morphologie)

Abb. 2: Probenahmedesign im Versuchsjahr 2021. Dargestellt ist das Design der umfangreichsten Probenahmen. Auf anderen Standorten und im Jahr 2023 wurden reduzierte Probenahmen durchgeführt. (Grafik: L. Stratemann)

2.4.1 Analyse ausgewählter Bodenparameter

Im Zuge der Probenahme 2021 wurden Bodenproben zur Analyse ausgewählter Bodenparameter genommen (Tab. 4). Dazu wurden auf jeder Fläche zehn Bodenproben aus 20 bis 30 cm Tiefe mit einer Handschaufel entnommen und homogenisiert. Einige Bodenparameter wurden von einem externen Labor gemäß den entsprechenden DIN-Normen analysiert (Raiffeisen Rhein-Ahr-Eifel Handelsgesellschaft mbH 2024). Die Feldkapazität, Bodendichte sowie Substanz-, Poren- und Luftvolumen wurden aus Bodenkernen in Versuchen am Institut für Umweltforschung (IFER) an der RWTH Aachen gewonnen (AG Bodenkunde 2007). Der zur Probenahme genutzte Stechzylinder hatte eine Höhe und einen Durchmesser von fünf cm.

Tab. 4: Untersuchte Bodenparameter, deren Einheit und die Institution, welche die Messung vornahm.

Parameter	Einheit	Bearbeitung
Stickstoff	% TM Feinboden	Raiffeisen-Laborservice
Phosphat	mg/100g TM Feinboden	Raiffeisen-Laborservice
Kalium	mg/100g TM Feinboden	Raiffeisen-Laborservice
Magnesium	mg/100g TM Feinboden	Raiffeisen-Laborservice
Schwefel	mg/100g TM Feinboden	Raiffeisen-Laborservice
pH (CaCl ₂)	-	Raiffeisen-Laborservice
Carbonat	% TM Feinboden	Raiffeisen-Laborservice
Humus	% TM Feinboden	Raiffeisen-Laborservice
C/N-Verhältnis	-	Raiffeisen-Laborservice
Substanzvolumen	Vol %	IFER
Porenvolumen	Vol %	IFER
Luftvolumen	Vol %	IFER
Bodendichte	g/cm ³	IFER

2.4.2 Erfassung von Collembola, Oribatida und Lumbricidae

Collembola und Oribatida

Die Probenahme der Collembola und Oribatida (Springschwänze und Hornmilben) erfolgte zweimalig, d. h. im Frühjahr und im Herbst 2021. Im Frühjahr wurden die Proben in der Zeit vom 25.-27.05.2021 (Nordrhein-Westfalen) sowie vom 07.-12.06.2021 (Baden-Württemberg) entnommen, die Herbst-Probenahmen erfolgten in der Zeit vom 13.-15.09.2021 (Baden-Württemberg) sowie vom 18.-19.10.2021 (Nordrhein-Westfalen). Bei jeder Probenahme wurden pro Untersuchungsfläche jeweils zehn Bodenkerne in der Umgebung der Bodenfallen gestochen (Abb. 2). Für die Probenahmen kam ein Bodenkernteucher zum Einsatz (Abb. 3). Im Jahr 2023 wurden beide Gruppen nicht erneut beprobt.

Die Austreibung der Mikroarthropoden erfolgte mit Hilfe eines Licht-, Temperatur- und Feuchtgradienten im MacFadyen-Extraktor (MacFadyen 1961). Zur Konservierung wurde 70 %iges Ethanol verwendet. Anschließend wurden die Proben sortiert; zur Bestimmung der Oribatida wurde das Werk von Weigmann (2006) verwendet. Die Collembola wurden für die Determination unter dem Mikroskop auf Objektträgern in 90 %iger Milchsäure eingebettet. Große, auffällig gezeichnete Individuen wurden direkt unter dem Binokular bestimmt; die Determination erfolgte nach Benito & Janssens (2012), Bretfeld (1999), Fjellberg (2007; 1998), Gisin (1984), Jordana (2012), Mateos (2008), Pomorski (1990), Potapov (2001), Thibaud et al. (2004) sowie Zimdars & Dunger (1994).

Lumbricidae

Für die Lumbricidae (Regenwürmer) wurde eine vereinfachte Methodik angewendet (Walter und Burmeister 2019). Dabei wurden jeweils fünf Spatenstiche pro Ackerfläche entnommen (Abb. 2) und von Hand auf Lumbricidae durchsucht (Abb. 3). Diese wurden anschließend in 96 %igem Ethanol fixiert. Die Probenahmen wurden in der Zeit vom 25.-27.05.2021 (Nordrhein-Westfalen) sowie vom 07.-12.06.2021 (Baden-Württemberg) durchgeführt. Im Jahr 2023 wurden die Lumbricidae nicht erneut beprobt.

Im Labor wurden die Gesamtbiosmassen der Lumbricidae der einzelnen Spatenstiche ermittelt und die Tiere anschließend auf Artniveau bestimmt. Die Determination erfolgte nach Sims & Gerard (1999), Graff (1953), Christian & Zicsi (1999) und Csuzdi & Zicsi (2003).



Abb. 3: Bodenkernstecher (Maße: 5 cm Durchmesser, 5 cm Tiefe) mit Bodenprobe (links) und Aus-sortierung von Lumbricidae (rechts). (Grafik: J. Oellers)

Da von den Collembola, Oribatida und Lumbricidae nicht alle Individuen bis zum Artniveau determiniert werden können, da beispielsweise Juvenilstadien noch nicht alle notwendigen Bestimmungsmerkmale aufweisen, wurden diese Tiere auf dem entsprechenden Gattungs-, Familien- oder Ordnungsniveau notiert. In die Vergleiche der generellen Individuenzahlen flossen auch diese Tiere mit ein, die weitergehenden statistischen Analysen basieren dagegen nur auf den bis auf das Artniveau bestimmten Individuen.

2.4.3 Erfassung von Carabidae und Araneae

Die epigäischen Arthropoden, Carabidae und Araneae, wurden mit Hilfe von modifizierten Barberfallen (Barber 1931) gefangen (Abb. 4). Barberfallen als passive Fangmethode zeigen die Aktivitätsabundanz der Tiere an, d.h. sie sind abhängig von Faktoren wie z. B. die Laufaktivität oder Laufwiderständen. Auf jeder Fläche wurden vier Fallen mit einem Mindestabstand von zehn Metern zueinander eingegraben. Der Abstand zu Randstrukturen betrug nach Möglichkeit ebenfalls mindestens zehn Meter, auf Ackerflächen wurden sogar 30 Meter eingehalten (Abb. 2). Die Fallen hatten einen Durchmesser von 9,5 cm und wurden mit einer Plexiglas-scheibe zum Schutz vor Niederschlag überdacht. Als Fangflüssigkeit diente Propylenglykol mit wenigen Tropfen handelsüblichem Spülmittel, um die Oberflächenspannung zu brechen. Die Fangzeiträume unterschieden sich in Abhängigkeit von der Flächennutzung und des Untersuchungsgebietes. Während die Fallen in Baden-Württemberg 2021 für zweimal sechs Wochen

(Anfang Mai bis Mitte Juni und Mitte August bis Ende September) fängig waren, wurden sie 2021 in der StädteRegion Aachen und in Jülich durchgehend von Mitte April bis Mitte Oktober betrieben. Im Jahr 2023 wurden die Fallen aufgrund der Ackernutzung von Mitte April bis Mitte Juli genutzt. In beiden Jahren wurden die Daten zur besseren Vergleichbarkeit jeweils auf dieselbe Anzahl an Fangtagen normiert. Die Fallen wurden in allen Szenarien im Abstand von zwei Wochen geleert.

Die Lagerung der aussortierten Araneae und Carabidae erfolgte in 96 %igem Ethanol, um die DNA für weitere Analysen zu erhalten. Die Beifänge aus den Bodenfallen wurden ebenso für molekularbiologische Analysen in 96 %igem Ethanol konserviert.

Die Bestimmung der Carabidae erfolgte mit dem Standardwerk von Freude et al. (1976; 2004). Die Araneae wurden mit Hilfe von Online-Quellen bis auf Artniveau determiniert (Oger 2024; Nentwig et al. 2024). Ausgewählte, schwer zu erkennende Arten wurden auf Seiten der Carabidae von Karsten Hannig (unabhängiger Experte) und bei den Araneae von Alexander Bach (IFER, RWTH Aachen) bzw. Hubert Höfer (Staatliches Museum für Naturkunde Karlsruhe) nachbestimmt.

Auf den Flächen in Baden-Württemberg wurden im Rahmen der Probenahme zur ökologischen Flächenstichprobe zusätzliche Fallen aufgestellt. Diese waren kleiner und enthielten Renner-Lösung als Fangflüssigkeit. Aufgrund dieser methodischen Unterschiede wurden die Daten nicht in die statistische Auswertung im Rahmen von BioDivSoil einbezogen.



Abb. 4: Bodenfalle nach Barber. Zusätzlich schützte ein Dach aus Plexiglas vor Niederschlag. (Grafik: L. Stratemann)

2.4.4 DNA-Analysen aus Bodenproben, Bodenfalleninhalten und Carabidenmägen

DNA-Extraktion aus Bodenproben

Für die Analyse der „environmental DNA“ (eDNA) wurden im Frühling und Herbst 2021 fünf sowie im Juni 2023 vier Bodenkerne mit einem Durchmesser von fünf cm und einer Höhe von acht cm genommen und anschließend zu einem Replikat gepoolt. Pro Standort wurden vier Replikate entnommen. Alle Proben wurden in direkter Umgebung zu den in Kapitel 2.4.3 genutzten Bodenfallen entnommen.

Die Extraktion der eDNA erfolgte mittels gesättigtem Phosphatpuffer (Na_2HPO_4 ; 0,12 M) (Taberlet et al. 2012). 150-200 g der Bodenproben wurden mit der gleichen Menge an Phosphatpuffer versetzt und bei 120 rpm für 30 Minuten geschüttelt. Anschließend wurden zwei 1,7-ml-Aliquote des Überstandes entnommen, in ein 2-ml-Eppendorftube gegeben und 10 Minuten lang bei 10000 g zentrifugiert. Für jedes Aliquot wurden 400 μl des Überstands in ein neues Eppendorftube überführt und 200 μl SB-Puffer aus dem „NucleoSpin Soil Kit“ (Macherey-Nagel GmbH & Co. KG, Düren) hinzugefügt. Das Gemisch wurde gevortext, auf die „NucleoSpin Soil Column“ geladen und bei 10000 g für 1 Minute zentrifugiert. Die weitere Prozessierung erfolgte nach dem Protokoll des „NucleoSpin Soil Kit“ ab Schritt 8.

DNA-Extraktion aus Bodenfalleninhalten

Nachdem die in Kapitel 2.4.3 genutzten Carabidae und Araneae aus den Bodenfalleninhalten heraus sortiert worden waren, wurde der restliche Inhalt in drei Großgruppen unterteilt. Die verbliebenen Arthropoden wurden in die beiden Größenklassen ≥ 6 mm und < 6 mm unterteilt, von den Nicht-Arthropoden getrennt und bei -26 °C in 96 %igem Ethanol gelagert. Für die Extraktion der DNA wurden die Organismenproben über Nacht bei 56 °C getrocknet und anschließend für 24 Stunden erneut bei 56 °C in einem Lysepuffer (Tab. 5) inkubiert. 200 μl des Überstands wurden für die weitere Prozessierung nach dem Protokoll des „DNeasy Blood & Tissue Kit“ (QIAGEN GmbH – Germany, Hilden) ab Schritt 4 verwendet.

Tab. 5: Zusammensetzung des Lysepuffers (1 L), der für die DNA-Extraktion der Bodenfalleninhalte genutzt wurde.

Bestandteil	Volumen [ml]	Hersteller
1 M Tris pH 8	10	VWR International GmbH
5 M NaCl	20	VWR International GmbH
0,5 M EDTA pH 8	20	PanReac AppliChem
10 % SDS	50	Thermo Scientific
dH ₂ O	895	-
Proteinase K	5	Merck KGaA

DNA-Extraktion aus Carabidenmägen

Zur Rekonstruktion möglicher Räuber-Beute-Wechselwirkungen zwischen Carabidae und anderen Arthropoden wurden die Mageninhalte einiger räuberischer Arten molekularbiologisch analysiert. Zur Entfernung anhaftender DNA wurden alle Carabidae für eine Minute in Bleichmittel eingelegt und anschließend bei großen Carabidenarten (> 12 mm) die Mägen herauspräpariert (Hausmann et al. 2021; Huszarik et al. 2023). Kleine Carabidenarten wurden als vollständige Individuen prozessiert (Oliveira-Hofman et al. 2020). Die DNA wurde mit dem DNeasy® Blood & Tissue Kit (QIAGEN) extrahiert und bis zur weiteren Verarbeitung bei -26 °C gelagert.

Polymerase-Kettenreaktion (PCR), Sequenzierung und Bioinformatik

Alle erhaltenen DNA-Extrakte wurden bei -26 °C gelagert. Die weitere Bearbeitung der Boden- und Magen-Extrakte erfolgte am „Museum Alexander König“ in Bonn. Die Extrakte aus den Bodenfalleninhalten wurden von der Firma AIM (Advanced Identification Methods, Leipzig) prozessiert. Die DNA wurde mittels PCR vervielfältigt, wobei unabhängig von der bearbeitenden Institution dieselben Primer genutzt wurden (Yu et al. 2012; Vamos, Elbrecht, und Leese 2017) und anschließend mittels Illumina MiSeq (Beifänge 2021, Carabidenmägen) bzw. Illumina NovaSeq (eDNA 2021 & 2023, Beifänge 2023) sequenziert. Zielregion war dabei ein 313 bp- langes Teilstück des Gens der „cytochrom oxidase 1“ (CO1). Diese ist in der Atmungskette in den Mitochondrien von Eukaryoten beteiligt und eignet sich gut, um verschiedenste Arthropoden und andere Metazoa voneinander abzugrenzen (Andújar et al. 2018).

Die bioinformatische Analyse erfolgte mittels vsearch Version 2.28.1 (Rognes et al. 2016). Nachdem die Primer mittels „cutadapt“ aus den Sequenzen entfernt wurden (Martin 2011), folgten das „denoising“, „filtering“ und die „chimera detection“ mittels vsearch. Diese Schritte entfernen „Fehlsequenzen“ und zu lange bzw. zu kurze DNA-Fragmente, die außerhalb von 313 ± 10 bp liegen. Die Gensequenzen der resultierenden ASV-Tabelle wurde anschließend mit vsearch gegen die BOLD-Datenbank für Arthropoden und Anneliden abgeglichen. Die Referenzdatenbanken wurden mit taxalogue Version 1.1.0 erzeugt (Noll, Scherber, und Schäffler 2023). In der weiteren Analyse der erhaltenen Artentabelle wurden nur Arten genutzt, die mit mehr als 85 % Sicherheit auf Artniveau zugeordnet wurden und auch Sequenzen mit nur einem oder zwei Reads im gesamten Datensatz wurden entfernt.

2.5 Auswertung der Ergebnisse

2.5.1 Ökologische Auswertung

Die Basis der systematischen ökologischen Auswertung und Ausarbeitung von Indikatoren liegt in der Betrachtung der Artenzusammensetzung an den verschiedenen Standorten. Durch den Vergleich und die Gruppierung ähnlicher Artzusammensetzungen auf verschiedenen Untersuchungsflächen können Biozönosen bestimmt und die Bindungsgrade einzelner zugehöriger Arten sowie deren Wertigkeit z. B. als Kennart oder Trennart bestimmt bzw. beurteilt werden (Tischler 1947; Braun-Blanquet 1964; Lennartz und Roß-Nickoll 1999; Toschki 2008; Toschki et al. 2021).

Eine einheitliche Beprobung bietet hierbei eine Vergleichbarkeit der Abundanzen an den verschiedenen Standorten und damit den Vorteil, Spezies mit gleicher ökologischer Bindung (z. B. Feuchte liebende Arten) in Artengruppen zusammenzufassen und in Form von Kreuztabellen übersichtlich darzustellen. Gleichzeitig können Indikatoren und Artengruppen auch mit Hilfe

statistischer Methoden ermittelt werden (s. u.). Unterschiede der beiden Methoden entstehen durch zum Teil verschiedene Bewertungen bzw. Gewichtungen innerhalb der Auswertungsroutinen. Während in der hier vorgestellten ökologischen Tabellenarbeit Kenntnisse und Erfahrungen aus der Literatur eingebunden werden können, ist dies im Rahmen der statistischen Analyse nur bedingt möglich bzw. sinnvoll. In der vorliegenden Arbeit wurden deshalb beide Methoden aufeinander abgestimmt.

Um eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse der verschiedenen Studien (BioDivSoil, Edaphobase-Länderstudien, UBA-Feldrainstudie) zu ermöglichen, wurden die absoluten Individuenzahlen der Collembola, Oribatida und Lumbricidae in Individuen pro Quadratmeter umgerechnet.

Sortierte Kreuztabellen

In sortierten Kreuztabellen werden Arten und deren Auftreten in den untersuchten Standorten dargestellt und hinsichtlich ähnlicher Präsenz bzw. Stetigkeiten innerhalb der untersuchten Standorttypen und daher auf der Basis ähnlicher ökologischer Präferenzen sortiert und gruppiert. Diese Gruppierung dient der Visualisierung des komplexen Artengefüges aus ubiquitären Spezies und hochspezifischen Kennarten an einem Standort bzw. in einer Lebensgemeinschaft. Zur systematischen Gruppierung dienen folgende Einteilungen:

Kennarten (-Gruppen)

Einige Standorte weisen eine exklusive, typische Gruppe von Arten auf, die als Kennarten-Gruppe bezeichnet wird. Das Vorkommen dieser Kennarten ist auch überregional, d. h. auch unter Vergleich von Daten aus anderen Untersuchungen (z. B. die Edaphobase-Länderstudie), weitgehend auf einen Standorttyp beschränkt. Das Auftreten dieser Artengruppe indiziert somit für den entsprechenden Standorttyp und darin enthaltene Spezies können als Indikatoren verwendet werden.

Edaphische Gruppen

Edaphische Gruppen werden gebildet, indem Arten, deren Vorkommen sich mit einem Standortfaktor korrelieren lässt, zusammengefasst werden. Dabei werden unterschiedliche Gruppen einem edaphischen Faktor zugeordnet, z. B. in der Feuchtegruppe: a. wechselfeuchte Standorte, b. trockene Standorte. Da viele Faktoren in einer bestimmten Fläche gleichermaßen wirken, können edaphische Gruppen in verschiedenen Kombinationen (vieldimensional) an verschiedenen Standorten vorkommen.

Grundarten (-Gruppen)

Grundarten sind Arten bzw. Artengruppen mit einer breiteren ökologischen Amplitude. Hierzu zählen beispielsweise Grundartengruppen des Grünlands, die Waldstandorte oder Grundartengruppen der Laubwälder, die Nadelwald-Standorte abgrenzen.

Begleitarten (-Gruppen)

Die als Begleiter bezeichnete Spezies können in abundant und stete Arten (= stete Begleiter) sowie in nur sporadisch oder zufällig auftretende Arten (sonstige Begleiter) getrennt werden. Das Vorkommen der steten Begleiter ist für alle untersuchten Biotoptypen gleichermaßen typisch. Ebenso können das Auftreten und die Zahl sporadischer Arten als durchaus typisch für einen Standort angesehen werden, jedoch kann die Zusammensetzung von Arten variieren.

Die Lebensgemeinschaft eines Standortes wird insgesamt sowohl „positiv“ durch die Kombination von präsenten Arten und Artengruppen als auch „negativ“ durch das Nicht-Auftreten

von Arten und Artengruppen charakterisiert. Die spezifische Kombination der am Standort auftretenden Arten und Artengruppen spiegelt insgesamt die multifaktoriellen Standortbedingungen (Bodenart, pH-Wert, Feuchte, Nährstoffe, Licht, Bewirtschaftung etc.) wider (vgl. Toschki et al. 2021). Im vorliegenden Projekt wurde eine Artengruppe definiert, wenn zwei oder mehr Arten ein ähnliches Verteilungsmuster aufwiesen.

2.5.2 Statistische Analysen

Neben den o. g. ökologischen Auswertungen erfolgten verschiedene uni- und multivariate statistische Analysen. Alle Datensätze wurden hinsichtlich ihrer Individuen- und Artenzahlen verglichen und für Indikatorartenanalysen und Ordinationsmethoden verwendet. Beim Vergleich von biologischem und konventionellem Ackerbau wurde außerdem auf die functional richness (FRic) zurückgegriffen, um Muster deutlicher herauszustellen. FRic beschreibt die Größe des von einer Lebensgemeinschaft belegten Funktionsraums (Villéger, Mason, und Mouillot 2008).

Indikatorartenanalysen

Zur Ermittlung statistischer Indikatorarten wurde eine Indikatorartenanalyse (ISA) nach Dufrêne & Legendre (1997) durchgeführt. Die Parameter zur Ermittlung dieser Arten sind abhängig von dem zugrundeliegenden Datensatz und wurden für jede Gruppe separat und a posteriori festgelegt. Dabei wurde in jedem Fall eine Indikatorstärke von mindestens 0,7 und eine Irrtumswahrscheinlichkeit von weniger als 0,05 genutzt (Tab. 6).

Zur Ermittlung von Arten, die bestimmte Standortbedingungen indizieren, ist eine Klassifikation dieser Standorte notwendig. Die BioDivSoil-Standorte aus 2021 wurden in Acker, Feldrain und Grünland klassifiziert. Zusätzlich wurden für Collembola, Oribatida und Lumbricidae die Gruppen Feldrain_2001, Goldhaferwiese, Kalkmagerrasen, Kalk-Acker, Löß-Acker und Sandacker genutzt. Diese Gruppen entstammen den ergänzenden Datensätzen. Die Gruppe Intensivgrünland enthielt sowohl Grünländer aus BioDivSoil als auch Grünländer aus Edaphobase. Zur Ermittlung von Indikatoren für verschiedene Managementstrategien auf Äckern wurden die Standorte aus dem Jahr 2023 in Konventionell, Biologisch und Ackerbrache gruppiert.

Indikatorartenanalysen als rein statistische Verfahren sind stark abhängig von den zugrundeliegenden Daten. Dies führt dazu, dass die ermittelten Arten ggf. nicht immer alle ökologischen Zeigerarten enthalten und manchmal aber auch einige Arten ermittelt werden, die kaum ökologisches Indikatorpotenzial aufweisen. Um dem entgegenzuwirken, wurde die Präsenz der Arten in den Gruppen Collembola, Oribatida und Lumbricidae stärker gewichtet als die statistischen Ergebnisse. Außerdem wurden autökologische Kenntnisse zu den Arten berücksichtigt.

Tab. 6: Übersicht über die in den Indikatorartenanalysen genutzten Parameter.

Taxonomische Gruppe	Jahr	Indikatorstärke	p-Wert
Collembola, Oribatida, Lumbricidae	2021	0,70	< 0,01
Carabidae, Araneae	2021	0,85	< 0,05
eDNA, Beifänge	2021	0,85	< 0,05
Carabidae, Araneae	2023	0,80	< 0,05
eDNA, Beifänge	2023	0,80	< 0,05

Ordinationsanalysen

Ordinationen wurden für alle Gruppen außer die Lumbricidae durchgeführt. Welche Ordinationsmethode angewendet wird, hängt von den zugrundeliegenden Daten ab. Zur Ermittlung der geeigneten Analyseverfahren wurde zunächst eine Detrended Correspondence Analysis (DCA) durchgeführt. Je nach Gradientenlänge wurde anschließend ein lineares oder unimodales Verfahren gewählt. Für Collembola und Oribatida eigneten sich lineare Verfahren besser, sodass Hauptkomponentenanalysen (engl.: Principal Component Analysis, PCA) durchgeführt wurden. Diese Analysen wurden mit Präsenz/Absenz-Daten durchgeführt. Alle anderen taxonomischen Gruppen unterlagen unimodalen Verteilungen, weshalb (kanonische) Korrespondenzanalysen (CA/CCA) gewählt wurden. In den kanonischen Korrespondenzanalysen wird die Verteilung der Arten um zusätzliche Variablen erweitert, hier artspezifische Eigenschaften (Tab. 7). Alle Ordinationen beruhen auf der Annahme, dass die Artenzusammensetzung in verschiedenen Klassen Unterschiede bzw. Muster ausbildet, die sich auf zugrundeliegende Gradienten in den Standortbedingungen zurückführen lassen (Leyer und Wesche 2007). In der Visualisierung nimmt die Ähnlichkeit hinsichtlich des Artspektrums mit zunehmender Entfernung der Standorte voneinander ab. Dargestellt werden in der Regel die ersten beiden Achsen, da diese die höchsten Erklärungsgehalte aufweisen.

Tab. 7: Überblick über die in der statistischen Analyse der Carabiden- und Araneenzönose genutzten Traits, deren Ausprägungen und die in den Abbildungen genutzten Abkürzungen. Ol: Offenland, Geschl. Wald: Geschlossener Wald. Daten aus ARAMOB (Bach et al. 2023).

Tiergruppe	Trait	Ausprägung	Abkürzung
Carabidae	Körpergröße	Größenklasse A, B, C, D, EF	GK A, B, C, D, EF
Carabidae	Flügelmorphologie	Makropter, Brachypter, Dimorph	Macro, Brachy, Dimorph
Carabidae	Überwinterungsstadium	Imago, Larve, Larve oder Imago	Imago, Larve, Lalm
Carabidae	Lebensraumbindung	Stenök, Euryök	S, E
Carabidae	Nahrungspräferenz	Zoophag, Phytophag, Polyphag	Zoo, Phyto, Poly
Carabidae	Feuchtigkeitspräferenz	Xerophil, Hygrophil, Mesophil	Xero, Hygro, Meso
Araneae	Körpergröße	Größenklasse I, II, III, IV	GK I, II, III, IV
Araneae	Verbreitungspotenzial	Ballooning, Kein Ballooning	-
Araneae	Waldbindung	Ol und Wald, V. a. Ol, Nur Ol, V. a. Wald, Geschl. Wald, Lichter Wald	M, MO, Offenland, Wald, Geschl. Wald, Lichter Wald
Araneae	Jagdtyp	Lauer, Boden, Radnetz, Blattnetz, Space web, Jagdspezialisten	-
Araneae	Lichtpräferenz	Zahlenwerte von 0 bis 1	-
Araneae	Feuchtigkeitspräferenz	Zahlenwerte von 0 bis 1	-

Methodischer Vergleich der Datenpakete

Zur Bewertung der erhobenen Datenmengen und ihrer ökologischen Interpretierbarkeit wurden die molekularbiologischen und morphologischen Methoden systematisch verglichen. Hierbei standen sowohl quantitative Aspekte, d. h. die Artenzahl, als auch qualitative Merkmale, d.h. die Artenzusammensetzung, im Fokus. Für den qualitativen Vergleich, der auf die Ermittlung und Darstellung ökologischer Muster abzielt, wurden die in den jeweiligen Kapiteln dargestellten Ordinationen genutzt. Um die Ergebnisse der verschiedenen Methoden besser abzugrenzen und zu visualisieren, wurden Venn-Diagramme erstellt. Diese veranschaulichen die Überschneidungen und Unterschiede zwischen den angewandten Methoden. Es wurden ausschließlich Tiere berücksichtigt, die bis auf Artniveau bestimmt werden konnten. Dies stellt sicher, dass die Datenbasis konsistent und vergleichbar bleibt und ermöglicht eine präzise ökologische Bewertung. Darüber hinaus wurden die in den vorangegangenen Ergebniskapiteln beschriebenen Muster erneut aufgegriffen und in Hinblick auf ihre ökologische Relevanz interpretiert. Durch diesen integrativen Ansatz wurde nicht nur die Datenqualität zwischen den

Methoden verglichen, sondern auch die praktische Anwendbarkeit der Ergebnisse im ökologischen Kontext beurteilt.

Analyse der Carabiden-Mageninhalte

Zur Auswertung der Carabiden-Mageninhalte wurden aus der ASV (Amplicon Sequence Variant) -Tabelle zunächst alle ASVs mit einer Blast ID < 0.85, d. h. mit einer Wahrscheinlichkeit von weniger als 85 % taxonomisch korrekt zugeordnete ASVs, sowie alle ASVs, welche auf die analysierten Carabidenarten entfielen, entfernt. Die übrigen ASVs beinhalteten einige taxonomische Gruppen, zu denen eine direkte Nahrungsbeziehung sehr unwahrscheinlich ist, z. B. Ascomyceten und Proteobakterien. Solche Gruppen wurden ebenfalls von der Analyse ausgeschlossen, sodass ausschließlich die Gruppen Annelida, Mollusca und Arthropoda weitergehend betrachtet wurden. Nach dem Filtern der Daten wurden für die statistischen Analysen ASVs mit derselben taxonomischen Zuordnung zu Operational Taxonomic Units (OTUs) zusammengefasst.

Genutzte Software

Zur Durchführung aller statistischen Analysen wurde die Software RStudio (Version 2023.06.0) genutzt. Die Indiaktorartenanalyse wurde mit dem Paket „indispecies“ (De Cáceres und Legendre 2009) durchgeführt. Im Paket „vegan“ (Oksanen et al. 2022) sind viele Funktionen zur Analyse von Biodiversitätsdaten verfügbar. Alle Ordinationen wurden in diesem Paket gerechnet. Die Venn-Diagramme wurden mit dem Paket „VennDiagram“ erstellt.

3 Ergebnisse & Diskussion

3.1 Literaturstudie

Im Rahmen der Literaturrecherche wurden insgesamt 1.131 Publikationen zu den Methoden und Standards für Bodenbiodiversitäts-Untersuchungen, zu Struktur und Funktionen von Boden-Lebensgemeinschaften sowie zu Zusammenhängen zwischen Bewirtschaftung, Anbau-Kulturen und Bodenbiozösen zusammengetragen. Eine Liste mit den Zitaten dieser Publikationen ist als Supplement unter dem folgenden Link verfügbar:

<https://doi.org/10.19217/skr746>

3.2 Analyse der Bodenparameter

Anhand der Umweltfaktoren sind die Feldraine von den Äckern weitestgehend unterscheidbar (Abb. 5). Das Grünland erstreckt sich über beide Standortgruppen, wobei die beiden Intensivgrünländer (ÖFS 142 & Wi) den Ackerstandorten ähneln, das weniger intensive Grünland (Hasselholz_P) den Feldrainen. Im Allgemeinen wurden höhere Humusgehalte, Stickstoffkonzentrationen und C/N-Verhältnisse sowie ein höheres Porenvolumen im Extensivgrünland und auf den Feldrainen gemessen. Auf den Ackerflächen und im Intensivgrünland wurde eine höhere Bodendichte ermittelt. Innerhalb der Ackerstandorte zeigten sich Schwankungen vor allem bezüglich der Kalium- und Phosphorkonzentrationen sowie der pH-Werte. Ein niedriger pH-Wert begünstigt die Mobilisation von Aluminium, was ebenfalls in den Messwerten deutlich wurde.

Der höhere Humusgehalt auf den Feldrainen ist in der pflanzlichen Biomasse begründet. Auf Ackerflächen wird diese den Standorten während der Ernte mindestens zu großen Teilen entzogen. Aufgrund der Düngung wäre in den Ackerflächen dennoch eine höhere Stickstoffkonzentration zu erwarten (Förster 2003). Die Entnahme der Bodenproben erfolgte jedoch weit nach der letzten Düngung, wodurch der Stickstoffgehalt bereits wieder ein niedrigeres Level erreicht hatte. Hohe Aluminiumkonzentrationen werden durch niedrige pH-Werte, d. h. eine Versauerung des Bodens gefördert (Muhammad, Zvobgo, und Guo-ping 2018). Diese wiederum werden durch den Einsatz von Stickstoffdüngern begünstigt und indizieren somit ein intensives Düngemittelmanagement (Wang et al. 2023). Flächen mit geringeren Aluminiumkonzentration zeigten stattdessen erhöhte Kalium- und Phosphatwerte, welche ebenfalls auf Düngemittel zurückzuführen sind.

Die erhöhte Bodendichte kann verschiedene Ursachen haben, z. B. einen geringen Gehalt an organischer Substanz oder fehlende Dauerbegrünung. Infolge einer hohen Bodendichte wird die biologische Aktivität verringert, die Wasserdurchlässigkeit ist reduziert und die Wurzelentwicklung wird erschwert, was die Wasser- und Nährstoffaufnahme einschränkt (Shaheb, Venkatesh, und Shearer 2021; Šarauskis et al. 2014). Im Sinne einer effizienten und nachhaltigen Landwirtschaft ist dementsprechend eine Reduktion der Bodenverdichtung auf ein absolutes Minimum anzustreben. Eine reduzierte Bodenbearbeitung oder der Einsatz von Zwischenfrüchten zur Humusbildung sind geeignete Maßnahmen zur Wahrung einer gesunden Bodenstruktur.

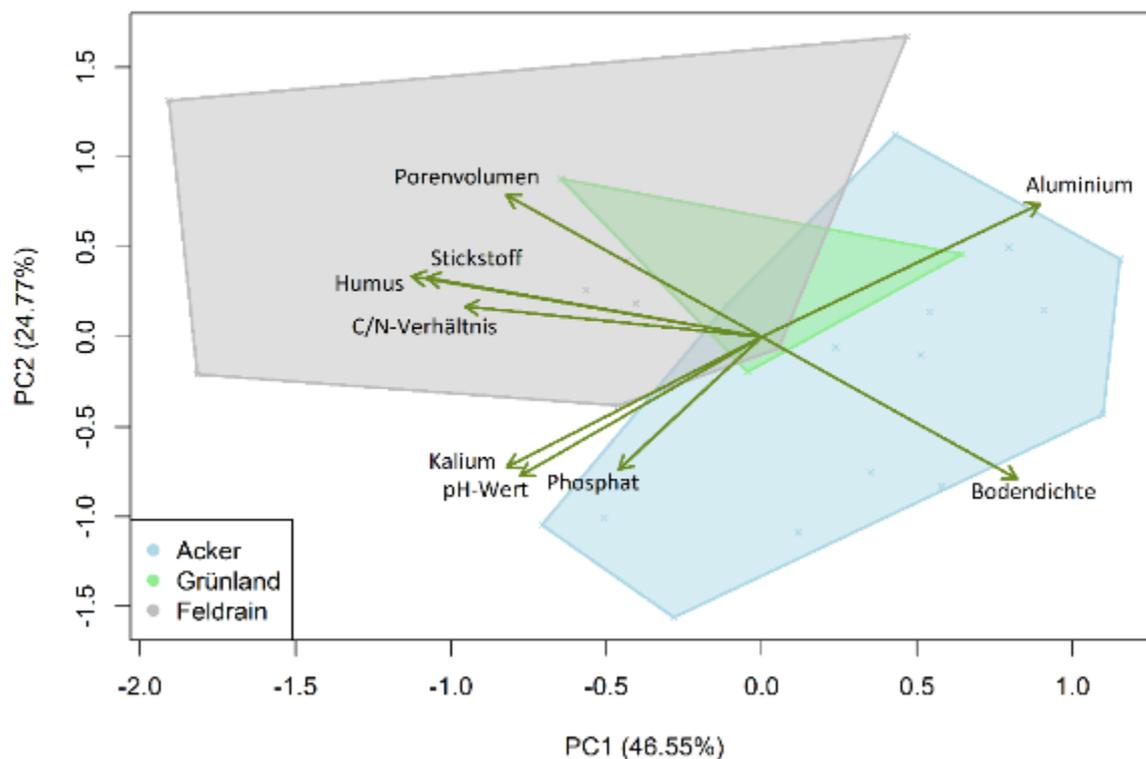


Abb. 5: Hauptkomponentenanalyse mit Umweltfaktoren. Stickstoff stellt den Gesamtstickstoff dar. Der pH-Wert wurde in CaCl_2 und Phosphat als P_2O_5 gemessen. (Grafik: L. Stratemann)

3.3 Analyse von Biodiversitätsmustern der Bodenfauna in der Agrarlandschaft

3.3.1 Analyse der Collembolen-, Oribatiden- und Lumbriciden-Zönosen (Probenahme 2021)

Die ökologischen Auswertungen in diesem Kapitel basieren auf Kreuztabellen, in denen ökologische Gruppierungen der taxonomischen Gruppen sichtbar gemacht wurden. Diese werden über ein internes Datenrepositorium unter den folgenden Links bereitgestellt.

Kreuztabelle „Collembola“: https://gaiac-eco.de/biodivsoil_kreuztabelle_collembola/

Kreuztabelle „Oribatida“: https://gaiac-eco.de/biodivsoil_kreuztabelle_oribatida/

Kreuztabelle „Lumbricidae“: https://gaiac-eco.de/biodivsoil_kreuztabelle_lumbricidae/

3.3.1.1 Individuen- und Artzahlen sowie Artspektren der Collembola, Oribatida und Lumbricidae

Collembola

Im Rahmen der vorliegenden Studie wurden insgesamt 1.288 Collembola mit Hilfe der Bodenkerne eingebracht und anschließend bestimmt. Dabei unterschied sich die Zahl der bei der Frühjahrsprobenahme erfassten Tiere (657 Individuen) nur geringfügig von der Zahl der im Herbst nachgewiesenen Collembola (631 Exemplare). Die nachgewiesenen Individuen verteilten sich auf 42 Arten bzw. Artengruppen (Tab. 8). Es ist zu berücksichtigen, dass insgesamt 518 Tiere, z. B. da sie im Juvenilstadium gefangen wurden, nicht bis zum Artniveau bestimmt werden konnten. Die häufigste Art war *Parisetoma notabilis* (333 Individuen bzw. 26 % der Gesamtindividuenzahl), gefolgt von *Sphaeridia pumilis* (79 Individuen) und *Isotoma viridis* sowie *Sminthurinus aureus* (beide 39 Individuen). Demgegenüber standen 14 Arten, die als Einzelindividuen nachgewiesen wurden. Als stetigste Arten traten *P. notabilis* (19 von 26 Untersuchungsflächen), *Sminthurinus aureus* (14 Flächen), *Lepidocyrtus cyaneus* (13 Flächen), *Isotoma viridis* und *Sphaeridia pumilis* (beide 11 Flächen) auf. Diese häufigen und stetigen Taxa, wie auch ein Großteil des weiteren Artenspektrums, sind als sehr eurytope Spezies einzustufen, die in verschiedenen Lebensräumen auftreten und daher generell in vielen Datenerhebungen zu Collembola nachgewiesen werden. Obgleich bei dieser Tiergruppe die Artenspektren grundlegender Nutzungstypen (Wald, Acker, Grünland) unterschieden werden können (Russell 2005), ist auch zu beobachten, dass die sehr häufigen, eurytopen Taxa nutzungstypübergreifend auftreten, zu denen sich dann seltenere, spezialisiertere Arten gesellen (vgl. Artenspektren in u. a. Filser et al. (2002), Oellers et al. (2020), Salamon et al. (2004), Toschki et al. (2021)).

Tab. 8: Artenliste der Collembola mit Angaben zu Individuenzahlen und Stetigkeiten. Ind: Gesamtindividuenzahl (26 Flächen, 20 Bodenkerne pro Fläche); UF: Anzahl Untersuchungsflächen, in denen eine Art nachgewiesen wurde.

Art	Autor	Ind	UF
<i>Arrhopalites caecus</i>	Tullberg, 1871	2	1
<i>Bourletiella hortensis</i>	Fitch, 1863	1	1
<i>Bourletiella viridescens</i>	Stach, 1920	1	1
<i>Brachystomella parvula</i>	Schäffer, 1896	27	5
<i>Ceratophysella denticulata</i>	Bagnall, 1941	2	2
<i>Ceratophysella stercoraria</i>	Stach, 1963	1	1
<i>Ceratophysella succinea</i>	Gisin, 1949	1	1
<i>Cryptopygus bipunctatus</i>	Axelson, 1903	5	1
<i>Cryptopygus thermophilus</i>	Axelson, 1900	24	7
<i>Cyphoderus albinus</i>	Nicolet, 1842	1	1
<i>Deuterosminthurus sulphureus</i>	Koch, 1840	1	1
<i>Entomobrya nicoleti</i>	Lubbock, 1868	1	1
<i>Folsomia candida</i>	Willem, 1902	3	3

Art	Autor	Ind	UF
<i>Folsomia manolachei</i>	Bagnall, 1939	6	3
<i>Folsomia quadrioculata</i>	Tullberg, 1871	14	5
<i>Heteromurus nitidus</i>	Templeton, 1836	14	6
<i>Hypogastrura assimilis</i>	Krausbauer, 1898	1	1
<i>Isotoma anglicana</i>	Lubbock, 1862	1	1
<i>Isotoma caerulea</i>	Bourlet, 1839	2	2
<i>Isotoma viridis</i>	Bourlet, 1839	39	11
<i>Isotomiella minor</i>	Schäffer, 1896	13	6
<i>Isotomurus italicus</i>	Car., Fra., Fan., Dal, 1995	3	3
<i>Lepidocyrtus cyaneus</i>	Tullberg, 1871	27	13
<i>Lepidocyrtus lanuginosus</i>	Gmelin, 1788	36	9
<i>Lepidocyrtus paradoxus</i>	Uzel, 1890	1	1
<i>Lepidocyrtus group pallidus-serbicus</i>	-	2	1
<i>Megalothorax group minimus</i>	-	23	9
<i>Mesaphorura macrochaeta</i>	Rusek, 1976	11	4
<i>Metaphorura affinis</i>	Börner, 1902	5	2
<i>Neanura muscorum</i>	Templeton, 1836	1	1
<i>Neotullbergia crassiscuspis</i>	Gisin, 1944	1	1
<i>Neotullbergia tricuspis</i>	Börner, 1902	2	2
<i>Orchesella villosa</i>	Geoffroy, 1762	3	1
<i>Paratullbergia callipygos</i>	Börner, 1902	1	1
<i>Parisotoma notabilis</i>	Schäffer, 1896	333	19
<i>Protaphorura armata</i>	Tullberg, 1869	8	6
<i>Protaphorura aurantiaca</i>	Ridley, 1880	1	1
<i>Pseudosinella alba</i>	Packard, 1873	29	9
<i>Sminthurides signatus</i>	Krausbauer, 1898	2	2
<i>Sminthurinus aureus</i>	Lubbock, 1862	39	14
<i>Sphaeridia pumilis</i>	Krausbauer, 1898	79	11
<i>Stenacidia violacea</i>	Reuter, 1881	3	1

Faunistisch bemerkenswerter Collembola-Fund:

Ceratophysella stercoraria – Neufund in Deutschland

Im Rahmen des BioDivSoil-Projekts konnte die Art *Ceratophysella stercoraria* erstmals in Deutschland nachgewiesen werden. Nach Skarzynski (2000) ist diese Art aus Afghanistan, Äthiopien, Aserbaidshan, Bulgarien, Georgien, Kasachstan, Polen, Russland, der Ukraine sowie aus Zentralasien bekannt und besiedelt dort zumeist Waldstreu, Hochwasserrückstände, Komposte und Gärten; ein Individuum wurde in einer Höhle gefangen. In der vorliegenden Studie wurde ein Individuum dieser Art am 26.05.2021 in einem Feldrain (Z2, vgl. Tab. 1) im Raum Aachen erfasst. Das Tier wurde durch den externen Collembola-Experten Dr. Ulrich Burkhardt bestimmt und befindet sich in der Sammlung des Senckenberg Naturkundemuseums Görlitz.

Oribatida

Insgesamt wurden 157 Oribatida aus 16 Arten gefangen, wobei 68 Exemplare, meist juvenile, nicht bis zur Art bestimmt werden konnten (Tab. 9). Die häufigste Art mit insgesamt 16 Individuen war dabei *Ceratozetes minutissimus*, gefolgt von *Tectocepheus group velatus* (14 Individuen), *Liebstadia similis* (12 Individuen) und *Punctoribates punctum* (11 Individuen). Demgegenüber standen 6 Arten, die als Einzelindividuen erfasst wurden. Die nachgewiesenen Oribatiden-Arten sind in Tab. 9 mit Gesamtindividuenzahl und Stetigkeit dargestellt. Als stetigste Arten wurden ebenfalls *Tectocepheus group velatus* (7 von 26 Flächen), *Liebstadia similis* (fünf Flächen) und *Punctoribates punctum* (4 Flächen) festgestellt.

Insgesamt fällt bei den Oribatida auf, dass sie mit einer Gesamtzahl von 157 Exemplaren in äußerst geringen Individuenzahlen und auch nur an 15 der insgesamt 26 Standorte überhaupt gefangen wurden. Daher werden sowohl die Individuenzahlen der Oribatida als auch die der Collembola mit denen aus bestehenden Datenbeständen an anderer Stelle (Kapitel 3.3.2) weitergehend verglichen und diskutiert.

Tab. 9: Artenliste der im BioDivSoil-Projekt erfassten Oribatida mit Angaben zu Individuenzahlen und Stetigkeiten. Ind: Gesamtindividuenzahl (26 Flächen, 20 Bodenkernen pro Fläche); UF: Anzahl Untersuchungsflächen, in denen eine Art nachgewiesen wurde.

Art	Autor	Ind	UF
<i>Ceratozetes minutissimus</i>	Willmann, 1951	16	2
<i>Ceratozetoides maximus</i>	Berlese, 1908	1	1
<i>Ctenobelba pectinigera</i>	Berlese, 1908	5	1
<i>Eupelops occultus</i>	C. L. Koch, 1835	6	3
<i>Galumna obvia</i>	Berlese, 1915	1	1
<i>Hermannia gibba</i>	C. L. Koch, 1839	1	1
<i>Liebstadia similis</i>	Michael, 1888	12	5
<i>Microzetorchetes emeryi</i>	Coggi, 1898	2	2
<i>Minunthozetes semirufus</i>	C. L. Koch, 1841	3	2
<i>Oppiella (Oppiella) nova</i>	Oudemans, 1902	1	1
<i>Oribatula tibialis</i>	Nicolet, 1855	6	3
<i>Platynothrus peltifer</i>	C.L. Koch, 1839	1	1
<i>Punctoribates punctum</i>	C. L. Koch, 1839	11	4
<i>Punctoribates sellnicki</i>	Willmann, 1928	1	1
<i>Tectocephus group velatus</i>	-	14	7
<i>Trichoribates novus</i>	Sellnick, 1928	8	5

Lumbricidae

Im vorliegenden Projekt wurden insgesamt 1.161 Lumbricidae erfasst. Die häufigste der insgesamt 10 Arten dieser Untersuchung war *Aporrectodea caliginosa* mit 147 Individuen, gefolgt von *Allolobophora chlorotica* (91 Individuen), *Aporrectodea rosea* (54 Individuen) und *Lumbricus castaneus* (34 Individuen). Die Art *Octolasion tyrtaeum* wurde als Einzelindividuum nachgewiesen. Es ist jedoch zu beachten, dass ein großer Anteil der Lumbricidae, d. h. insgesamt 770 Individuen, nicht auf Artniveau bestimmt werden konnte. Dies lag zumeist daran, dass die Tiere als Juvenile auftraten, oder aber durch die Probenahme verletzt wurden. Eine Artenliste der bestimmten Lumbricidae ist Tab. 10 zu entnehmen. Die stetigsten Arten waren *Aporrectodea caliginosa*, die auf 24 von 26 Flächen gefunden wurde, gefolgt von *A. rosea* (17 Flächen) und *Allolobophora chlorotica* (12 Flächen). Die Befunde deckten sich weitgehend mit den Ergebnissen weiterer Untersuchungen, in denen diese Arten in großen Individuenzahlen und stetig in landwirtschaftlich genutzten Flächen auftraten (Beylich und Graefe 2009; Toschki et al. 2021).

Die stetigsten Arten der vorliegenden Studie gelten als Vertreter der endogäischen Lebensform. Anezisch lebende Arten wurden im Vergleich zu anderen Studien dagegen nur in geringerer Anzahl nachgewiesen (Tab. 10) (Beylich und Graefe 2009; Lehmitz et al. 2016; Toschki et al. 2021). Dies ist vermutlich auf die Methodik zurückzuführen, da mit Hilfe der

im vorliegenden Projekt durchgeführten Spatenstiche die anezischen Arten unterrepräsentiert erfasst wurden (Walter und Burmeister 2019).

Tab. 10: Artenliste der im BioDivSoil-Projekt nachgewiesenen Lumbricidae mit Angaben zu Individuenzahlen und Stetigkeiten. Ind.: Individuenzahl einer Art; UF: Anzahl Untersuchungsflächen, in denen eine Art nachgewiesen wurde (Gesamtzahl der UF = 26); ÖG: Ökologische Gruppe.

Art	Autor	Ind	UF	ÖG
<i>Allolobophora chlorotica</i>	Savigny, 1826	91	12	en
<i>Aporrectodea caliginosa</i>	Savigny, 1826	147	24	en
<i>Aporrectodea icterica</i>	Savigny, 1826	16	5	en
<i>Aporrectodea longa</i>	Ude, 1885	12	5	an
<i>Aporrectodea rosea</i>	Savigny, 1826	54	17	en
<i>Lumbricus castaneus</i>	Savigny, 1826	34	9	ep
<i>Lumbricus rubellus</i>	Hoffmeister, 1843	29	8	ep
<i>Lumbricus terrestris</i>	Linnaeus, 1758	3	3	an
<i>Octolasion tyrtaeum</i>	Savigny, 1826	1	1	en
<i>Satchellius mammalis</i>	Savigny, 1826	4	1	ep

Faunistisch bemerkenswerte Lumbriciden-Funde:

Aporrectodea icterica:

Die Art *Aporrectodea icterica* wurde mit insgesamt 16 Individuen an fünf Standorten nachgewiesen, wobei die meisten dieser Standorte im Untersuchungsgebiet in NRW lagen (NRW: Hasselholz [11 Tiere], AWi [1 Tier], Wi [2 Tiere], J2 [1 Tier]; BW: ÖFS 385 [1 Tier]). Der Rote Liste-Status dieser mäßig häufigen Art wird als „Gefährdung unbekanntes Ausmaßes“, angegeben, was bedeutet, dass die Daten zu dieser Art als unzureichend betrachtet werden, um das Ausmaß einer Abnahme einzuschätzen (Lehmitz et al. 2016).

Satchellius mammalis:

Diese meist auf stark humose und feuchte bis nasse Standorte beschränkte, pholeophile Art wird in der Roten Liste für Deutschland als extrem selten eingestuft, so dass keine Bewertung eines Bestandstrends vorgenommen wurde (Lehmitz et al. 2016). Dieser Befund deckt sich mit den Angaben im Datenrepositorium Edaphobase, in dem jeweils nur zwei Fundorte in Deutschland (Schleswig-Holstein und Rheinland-Pfalz) angegeben sind (Abb. 6). Im vorliegenden Projekt wurden 4 Exemplare dieser Art in einem Feldrain bei Aachen (Z4) gefangen.



Abb. 6: Fundorte der Lumbriciden-Art *Satchellius mammalis*, die in das Datenrepositorium Edaphobase eingegeben wurden. (Grafik: <https://portal.edaphobase.org/> am 05.12.2024)

3.3.1.2 Vergleich der Lumbriciden-Zönosen mit bestehenden Klassifikationen

Im Vergleich zu vielen anderen Bodentiergruppen werden Lumbricidae bereits häufiger in Langzeituntersuchungen berücksichtigt (Kaufmann-Boll et al. 2022), es existiert eine deutschlandweite Rote Liste der Lumbricidae (Lehmitz et al. 2016) und es wurden konkrete Ansätze zur Klassifikation und Bewertung von Lumbricidendaten publiziert und angewendet (Beylich und Graefe 2007; 2010; Umweltbundesamt 2007; Walter und Burmeister 2019). Bisher basieren diese Klassifikations- und Bewertungssysteme jedoch auf regional erhobenen Daten, so dass sie sich auch nur für die Beurteilung von Lumbricidenpopulationen in den entsprechenden Regionen anwenden lassen. Zudem unterscheiden sie sich teilweise hinsichtlich ihrer Methodik und Herangehensweise, die im Nachfolgenden beispielhaft gegenübergestellt werden:

Beylich & Graefe (2007): Schleswig-Holstein, Hamburg, NRW

- Handauslese, Formalin-Extraktion, Kempson-Extraktion
- Abundanz- und Biomasse-Klassen nach Ad-hoc AG Boden (2005)
- Referenzbereiche für verschiedene Nutzungstypen, Unterscheidung von Sand- und Lehmböden

Walter & Burmeister (2019): Bayern

- Formalin-Extraktion und Handauslese
- Zusätzliche Spatenprobe zur Schnellansprache der Lumbricidenbesiedlung
- Referenzwerte für Individuen- und Artenzahlen und Anzahl ökologischer Gruppen
- Äcker ohne Sandböden

Da die Klassifikationssysteme eine gute Möglichkeit darstellen, um die erhobenen Daten bewerten zu können, wäre es wünschenswert, diese deutschlandweit nach einheitlicher Methodik zu entwickeln (Kaufmann-Boll et al. 2022; Oellers, Toschki, et al. 2022).

Im BioDivSoil-Projekt wurden die Lumbricidae mit Hilfe der Spatenstich-Methode untersucht, um diesen einfach anwendbaren Indikator mit anderen Bodentiergruppen in Beziehung setzen zu können. Aus diesem Grund wurden die Ergebnisse beispielhaft mit dem Klassifikationssystem von Walter und Burmeister (2019) verglichen. In Tab. 11 ist dargestellt, bei welchen Anzahlen von Individuen, Arten und ökologischen Gruppen in bayerischen Ackerböden eine geringe, mittlere und hohe Lumbriciden-Besiedelung vorliegt. Tab. 12, Tab. 28 und Abb. 40 im Anhang zeigen dagegen die in BioDivSoil erhobenen Daten: In Tab. 12 ist zu erkennen, dass die Individuenzahlen großteils im Bereich mittlerer und hoher Besiedelungsdichten lagen und die Anzahlen der Arten und ökologischen Gruppen meist als mittel bis gering einzustufen waren. Dabei waren die Einstufungen der Lumbricidendaten in die verschiedenen Klassen innerhalb einer Fläche nicht immer einheitlich. Neben einer Fläche, die hinsichtlich aller Parameter als „hoch“ bewertet (Feldrain Z4 in NRW) und einer, die bezüglich aller Parameter als „gering“ eingestuft wurde (Feldrain J5 in NRW), wurde der Großteil der Flächen hinsichtlich der verschiedenen Parameter in zwei bis drei unterschiedliche Klassen eingeordnet. Bei der Bewertung ist jedoch zu beachten, dass mit Hilfe der Spatenstich-Methode die tiefgrabenden (anezischen) Arten nur unzureichend nachgewiesen werden, so dass diese Methodik für die Erfassung der Artenzahlen und ökologischen Gruppen als nicht ausreichend genau zu bewerten ist. Zudem wurde die Klassifikation für bayerische Ackerböden entwickelt; für dessen Anwendung in anderen Bundesländern und in weiteren Nutzungs- und Biotoptypen müssten die Werte durch umfassende Datenerhebungen angepasst werden.

Tab. 11: Klassifizierung der Individuen- und Artenzahlen sowie der Anzahl der ökologischen Gruppen (endogäisch, epigäisch und anezisch) der Lumbricidae in bayerischen Ackerflächen nach Walter & Burmeister (2019).

	gering	mittel	hoch
Individuen/m ²	< 60	60-220	> 220
Artenzahl	≤ 3	4-5	≥ 6
Anzahl ökologischer Gruppen	1	2	3

Tab. 12: Zuordnung der 26 BioDivSoil-Projekt-Standorte in die von Walter & Burmeister (2019) publizierten Besiedelungsklassen (vgl. Tab. 11).

	gering	mittel	hoch
Individuen/m ²	1	10	15
Artenzahl	14	11	1
Ökologische Gruppen	9	15	2

Aus verschiedenen Gründen ist die Verwendung der Lumbricidae als Indikatorgruppe für bestimmte, insbesondere die Bodenfruchtbarkeit betreffende Fragestellungen zu empfehlen:

- Wie oben aufgeführt, werden die Lumbricidae bereits im Rahmen verschiedener Langzeituntersuchungen, wie beispielsweise der Boden-Dauerbeobachtung der Länder, untersucht, und es wurden verschiedene Ansätze zur Klassifikation und Bewertung entwickelt.
- Zur Beurteilung einzelner Arten existiert eine Rote Liste der Lumbricidae Deutschlands (Lehmitz et al. 2016).
- In einer Standardmethode wird eine einheitliche Erfassung der Lumbricidae beschrieben (ISO Guideline 2018).
- Die vorgestellte Spatenprobe ist durch Bewirtschaftende anwendbar; die so ermittelten Individuenzahlen sind als Näherung nutzbar, die für Bayern beschriebenen Referenzwerte müssten jedoch für andere Bundesländer angepasst werden (Stratemann et al. 2024).
- Lumbricidae leisten als „ecological engineers“ wichtige Aufgaben und Funktionen im Boden und damit einen großen Beitrag für die Bodenfruchtbarkeit (Walter und Burmeister 2019).
- Eine niedrige Lumbricidenbesiedelungsdichte kann durch Änderungen der Bewirtschaftungsmaßnahmen erhöht werden (z. B. Verzicht auf Pflugeinsatz, siehe ebenda).
- Pädagogischer Wert: Anhand der Funktionen, die Lumbricidae in Böden übernehmen, kann einem großen Personenkreis die Wichtigkeit der Bodenorganismen sowohl für das gesamte Ökosystem als auch für den Nutzen in der Landwirtschaft aufgezeigt werden.
- Auch in weiteren Studien wurden und werden die Lumbricidae als Indikatororganismen vorgeschlagen, wie beispielsweise im ENVASSO-Projekt (Bispo et al. 2009) oder in einem aktuellen Vorhaben des Umweltbundesamts (Kaufmann-Boll et al. in prep.).

Die Lumbricidae weisen jedoch, neben den genannten Vorteilen, auch einige Nachteile auf: Die Lumbriciden-Lebensgemeinschaften an einem Standort sind von verschiedenen Faktoren, wie beispielsweise den Bodeneigenschaften (pH-Wert, Bodenart, Bodenfeuchte etc.), der Bewirtschaftung, dem Klima und der Witterung abhängig (Graefe und Beylich 2005; Walter und Burmeister 2019; Stratemann et al. 2024). Um Aussagen hinsichtlich der Ursachen etwaiger Veränderungen der Lumbricidenzönosen treffen zu können, ist eine alleinige Betrachtung von Arten- und Individuenzahlen sowie Biomassen nicht ausreichend. Hierzu wäre vielmehr eine Analyse der Lebensgemeinschaften notwendig, d. h. in welchem Maße eine Zönose durch charakteristische, lebensraumspezifische Arten oder aber durch Generalisten bzw. Störzeiger gekennzeichnet ist oder inwieweit beispielsweise Wärme- und Trockenheitszeiger zunehmen. Da keine Indikator-, Grund- oder Kennarten ermittelt werden konnten (s. https://gaiac-eco.de/biodivsoil_kreuztabelle_lumbricidae/), ist fraglich, inwieweit solche standorttypischen Referenz-Lebensgemeinschaften der Lumbricidae in der intensiv genutzten Agrarlandschaft abgeleitet werden können. Zudem konnten keine Korrelationen der Arten- und Individuenzahlen der Lumbricidae mit denen anderer untersuchter Tiergruppen ermittelt werden. Um die Biodiversität in der Agrarlandschaft untersuchen und bewerten zu können, ist es daher notwendig, neben den Lumbricidae noch weitere Indikatoren zu verwenden.

3.3.2 Einordnung der im BioDivSoil-Projekt vorgefundenen Artmuster der Collembola und Oribatida in die Lebensgemeinschaften des Offenlandes

3.3.2.1 Vergleich der Individuenzahlen der Collembola und Oribatida mit denen bestehender Studien und Datenbestände

Da die Individuenzahlen von verschiedenen Faktoren, wie z. B. der Witterung und der Erfassungsmethodik (Filser 2000; Filser und Fromm 1995; Gergócs und Hufnagel 2009) abhängen, wurden die Gesamtzahlen der Collembola und Oribatida der verschiedenen Studien (BioDivSoil, Edaphobase-Länderstudien, UBA-Feldrainstudie) miteinander verglichen (Tab. 13).

Der Vergleich der Individuenzahlen der Oribatida wies deutliche Unterschiede zwischen den verschiedenen Studien sowie den Nutzungstypen auf: In den Edaphobase-Länderstudien wurden im Mittel deutlich mehr Tiere gezählt als in den anderen beiden Projekten, wobei die Zahlen in den extensiven Grünländern deutlich höher lagen als in allen anderen Nutzungstypen. In den Äckern dagegen wurden jeweils weniger Tiere nachgewiesen als in den anderen Nutzungstypen derselben Studie. Einen besonderen Vergleich ließen die Ergebnisse der Feldraine J2-J5 und JR zu: Diese wurden sowohl in den Jahren 2001-2003 (UBA-Feldrainstudie) als auch erneut im Jahr 2021 unter Anwendung derselben Methodik beprobt. Es wurden die gleichen Bodenkernstecher verwendet und die Organismen wurden in demselben Kempson-Apparat ausgetrieben (Theißen 2010; Toschki 2008). Dieser direkte Vergleich ergab eine deutliche Reduktion der Oribatidenzahlen, d. h. es konnten im Jahr 2021 nur noch 41 % der Individuen/qm nachgewiesen werden.

Die Individuenzahlen der Collembola zeigten ein ähnliches, wenn auch nicht ganz so stark ausgeprägtes Muster wie die der Oribatida. Auch bei den Collembola fielen die Individuenzahlen in den Edaphobase-Länderstudien höher aus als in den anderen Studien, und die Äcker beherbergten jeweils weniger Tiere als die anderen Nutzungstypen. Im Gegensatz zu den Oribatida kamen jedoch auch in den Intensivgrünländern hohe Individuenzahlen vor. Der direkte Vergleich der Flächen J2-J5 und JR, die in verschiedenen Jahren mit derselben Methodik untersucht wurden (s. o.), ergab ebenfalls eine Abnahme der Individuenzahlen, d. h. es wurden im Jahr 2021 nur noch 56 % der in der früheren Untersuchung nachgewiesenen Individuen/qm vorgefunden.

Diese Unterschiede der Individuenzahlen beider Tiergruppen deckten sich mit den Angaben in der Literatur, wonach die Oribatida auf Ackerflächen nur in geringer Anzahl auftreten (Beck und Woas 2005), die Collembola jedoch in Wäldern, Grünländern und Äckern in ausreichender Zahl vorkommen (Russell 2005), so dass sie zur Beantwortung standortökologischer Fragestellungen untersucht werden können. Bei der Interpretation aller Ergebnisse ist zu beachten, dass die Individuenzahlen deutliche Unterschiede innerhalb aller Nutzungstypen aufwiesen, was sich in den teils hohen Standardabweichungen widerspiegelt (Tab. 13).

Generell sind die Unterschiede der Individuenzahlen auf verschiedene Ursachen zurückzuführen, wie beispielsweise:

Witterung und Klima: Trockenperioden können zu deutlichen Abnahmen der Individuenzahlen von Oribatida und Collembola führen (Lindberg 2003). Die drei Jahre vor der Probenahme im Jahr 2021 (2018-2020) waren in weiten Teilen Deutschlands von starken Dürre-Perioden geprägt (Helmholtz Zentrum für Umweltforschung 2023). Dies könnte die Oribatiden- und Collembolenpopulationen verringert haben.

Bewirtschaftung: Die Intensivierung der Landwirtschaft wirkt sich negativ auf Bodenorganismen aus, was zu den vorgefundenen Mustern (Abnahmen der Individuenzahlen im Laufe der Zeit, geringe Individuenzahlen in Ackerflächen) geführt haben könnte (Nabel et al. 2021).

Methodik: In den Edaphobase-Länderstudien wurden andere Probenahme- und Austreibungsgeräte verwendet als in den anderen beiden Studien, was die Ergebnisse beeinflusst haben könnte.

Vertikalverteilung: Die Verteilung der Arten, zumindest der Collembola, in verschiedenen Bodentiefen kann sich zwischen den verschiedenen Nutzungstypen unterscheiden; Filser und Fromm (1995) zeigten, dass die Durchmischung der oberen Bodenschichten in Äckern auch zu einer gleichmäßigeren Verteilung der Collembola in tiefere Bodenschichten führen kann als beispielsweise in Grünländern. Aspekte, wie beispielsweise eine unterschiedliche Aufenthalts-tiefe der Tiere bei der Probenahme, könnten daher ebenfalls eine Rolle spielen (Urhan, Katılmış, und Kahveci 2006).

Natürliche räumliche und zeitliche Variabilität: Die Individuenzahlen von Bodentieren unterliegen natürlichen räumlichen und zeitlichen Schwankungen (Filser 2000).

Der vorgestellte Vergleich beschränkte sich auf die Individuenzahlen, da den Ergebnissen unterschiedliche Anzahlen gestochener Bodenkerne und Probenahmezeitpunkte (UBA-Feldrainstudie) bzw. unterschiedliche Durchmesser der Bodenkernstecher (Edaphobase-Länderstudien) zugrunde lagen (vgl. Theißen 2010; Toschki 2008; Toschki et al. 2021). Dies führte dazu, dass die entnommenen Bodenproben auf insgesamt unterschiedlichen Flächengrößen basierten. Die studienspezifische Hochrechnung auf Individuen/qm ließ einen Vergleich der Individuenzahlen zu; der Vergleich der Artenzahlen wäre jedoch in diesen Fällen irreführend, da eine größere gesamte Probenfläche dazu führt, dass seltene Arten mit einer größeren Wahrscheinlichkeit gefangen werden, was sich wiederum auf die Zahl der nachgewiesenen Arten auswirkt.

Über die generellen Entwicklungen bzw. Trends der Abundanzen und der Artenzahlen beider Tiergruppen würden daher Langzeitstudien, die mit einheitlicher Methodik und gleichem Studiendesign sowohl die unterschiedlichen Tiergruppen als auch wichtige Begleitparameter (Boden, Bewirtschaftung, Wetter etc.) berücksichtigen, Aufschluss geben.

Tab. 13: Individuenzahlen der Oribatida (O) und Collembola (C), die im BioDivSoil-Projekt, dem UBA-Feldrainprojekt sowie den Edaphobase-Länderstudien (s. Kapitel 2.2 und 2.3) nachgewiesen wurden. Angegeben sind Mittelwerte (MW) und Standardabweichungen (SD) der Individuenzahlen/m² in den entsprechenden Nutzungstypen (A = Acker, G = Grünland, F = Feldrain).

Projekt	Standorte	Flächen	O_MW	O_SD	C_MW	C_SD
BioDivSoil	BioDivSoil A	15	43	88	726	620
BioDivSoil	BioDivSoil G (intensiv)	3	51	88	3.095	3.980
BioDivSoil	BioDivSoil F (Aachen)	3	272	121	1.573	1.085
BioDivSoil	BioDivSoil F (J2-J5+JR)	5	480	422	1.592	1.403
UBA Feldraine	J2-J5+JR (F)	5	1.161	409	2.863	916
UBA Feldraine	J1 (F)	1	1.056	-	1.452	-
UBA Feldraine	L1-L5+LR (F)	6	1.893	430	2.035	573
Edaphobase	EB_SN3 (A)	3	2.671	2.308	15.611	16.663
Edaphobase	EB_BY2 (A)	3	2.723	2.803	9.886	4.072
Edaphobase	EB_BY3 (A)	3	3.603	1.526	14.907	6.206
Edaphobase	EB_BY1 (G intensiv)	3	4.312	2.762	30.285	20.599
Edaphobase	EB_ST1 (G extensiv)	3	30.280	16.158	50.544	19.659
Edaphobase	EB_ST2 (G extensiv)	3	19.633	3.434	46.843	15.808
Edaphobase	EB_ST3 (G extensiv)	3	20.357	6.354	23.608	11.083

3.3.2.2 Musterbildung ausgewählter Boden-Lebensgemeinschaften in der Agrarlandschaft und Ableitung von Indikatoren für Boden-Biodiversität

Der Vergleich der Individuen- und Artenzahlen der Collembola und Oribatida zeigte insgesamt deutlich unterschiedliche Muster (siehe Tab. 26, Tab. 27). Daher werden diese Tiergruppen im Folgenden einzeln betrachtet.

Wie in Kapitel 2.3 bereits aufgeführt, wurden weitere, bestehende Datensätze aus den Edaphobase-Länderstudien sowie dem UBA-Feldrainprojekt in BioDivSoil mit genutzt. Die nachfolgenden Auswertungen basieren somit auf den Daten aus dem BioDivSoil-Projekt sowie auf diesen bestehenden Datensätzen. Kreuztabellen mit Angaben zu den Individuenzahlen der einzelnen Arten in den Untersuchungsflächen (Collembola, Oribatida, Lumbricidae: Angaben in Individuen/m²), die den Auswertungen zugrunde lagen, befinden sich in einem internen Datenrepositorium, dessen Links einleitend zu Kapitel 3.3.1 bereitgestellt werden.

Oribatida

In einem ersten Schritt erfolgte die Auswertung des gesamten Datensatzes der Oribatida, d. h. der im BioDivSoil-Projekt gewonnenen Daten sowie der ergänzenden Datensätze aus den Edaphobase-Länderstudien und dem UBA-Feldrainprojekt, mittels einer sortierten Kreuztabelle. Dabei konnten mit Hilfe dieser Kreuztabelle verschiedene Kennarten-, Feuchte- und Grundartengruppen identifiziert werden (Tab. 14, https://gaiac-eco.de/biodivsoil_kreuztabelle_oribatida/). Um diese Kreuztabelle in ein übersichtlicheres Format zu bringen, wurde eine schematische Abbildung erstellt, die die herausgearbeiteten Artengruppen in Balkenform darstellt (Abb. 7). Innerhalb der Extensivgrünländer traten jeweils Artengruppen auf, deren Vertreter ausschließlich oder mit einer deutlich höheren Abundanz und Stetigkeit in den einzelnen Biotoptypen vorkamen. Darüber hinaus konnten Artengruppen nachgewiesen werden, die innerhalb dieser Extensivgrünländer sowie den Standorten aus der UBA-Feldrainstudie bestimmte Feuchte- und Nährstoffbedingungen anzeigten. Neben diesen Artengruppen, deren Vorkommen an bestimmte Standorteigenschaften gebunden war, kamen die Begleitarten unspezifisch in den verschiedenen Biotoptypen vor, ohne dabei eine besondere Bindung daran zu zeigen. Vertreter dieser Begleitarten wurden an den meisten Standorten nachgewiesen, wobei an einigen Ackerstandorten, die in BioDivSoil beprobt wurden, keine Oribatida gefangen werden konnten. Insgesamt wurden an den extensiv genutzten Grünlandstandorten mehr Begleitarten nachgewiesen als an den Standorten in der intensiven Agrarlandschaft (vgl. https://gaiac-eco.de/biodivsoil_kreuztabelle_oribatida/).

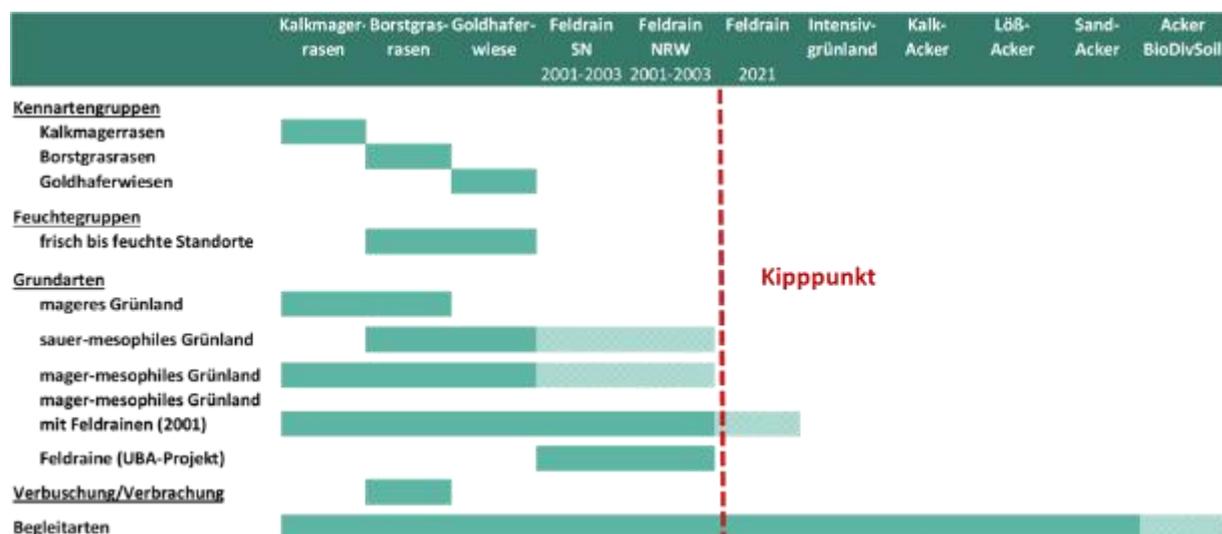


Abb. 7: Artengruppen der Oribatida, die in den Acker-, Grünland- und Feldrainstandorten in BioDivSoil, den Edaphobase-Länderstudien und in der UBA-Feldrainstudie nachgewiesen wurden. Farbbalken dunkel: Hohe Stetigkeit der Arten, Farbbalken hell: Geringe Stetigkeit der Arten. (Grafik: J. Oellers)

Dieses Muster ließ den Rückschluss zu, dass die Oribatida in naturnahen Biotoptypen charakteristische Zönosen ausbilden, die jedoch ab einem bestimmten Grad der anthropogenen Überformung nicht mehr nachzuweisen sind. Das bedeutet, dass hier ein Kipppunkt, d. h. ein Grad der Störung festzustellen ist, ab dem ausschließlich eurytope Arten vorkommen können, die an ein hohes Maß der Beeinträchtigung ihres Lebensraums angepasst sind. Dieser Kipppunkt könnte auch eine zeitliche Komponente beinhalten: In den Feldrainen, die in den Jahren 2001-2003 beprobt wurden, waren noch einige Grundartengruppen anzutreffen, teilweise jedoch bereits in einer ausgedünnten Ausprägung. In den Feldrainen, die im Jahr 2021 untersucht wurden, fielen ein Großteil dieser Gruppen aus bzw. es wurden nur noch einige Arten der Gruppe „mager-mesophiles Grünland mit Feldrainen (2001)“ mit einer deutlich geringeren Stetigkeit vorgefunden. Auch eine PCA der Präsenz/Absenz-Daten (Abb. 8) zeigte, dass die Feldraine im Jahr 2001-2003 noch eine eigenständige, von den Äckern, Intensiv- und Extensivgrünländern unterscheidbare Zönose beherbergten. Im Jahr 2021 ähnelten die Lebensgemeinschaften der Oribatida dagegen denen der verschiedenen Äcker und Intensivgrünländer. Mögliche Gründe hierfür könnten beispielweise die Auswirkungen der Dürrejahre 2018-2020 oder eine Intensivierung der Bewirtschaftung der angrenzenden Ackerflächen sein; diese Gründe wurden bereits in Kapitel 3.3.2.1 diskutiert. Die Extensivgrünländer ähnelten sich und unterschieden sich von den anderen Biotoptypen hinsichtlich ihrer Oribatiden-Zönosen, und die Lebensgemeinschaften der Ackerflächen und intensiv bewirtschafteten Grünländer wiesen ebenfalls große Überlappungen und damit geringe Unterschiede auf. Auch zwei Hauptkomponentenanalysen, die jeweils ausschließlich mit den BioDivSoil- sowie den Edaphobase-Daten durchgeführt wurden, sind im Anhang dargestellt (Abb. 41 & Abb. 42).

Diese Analysen ergaben, dass sich die Standorte der intensiv genutzten Agrarlandschaft, die im BioDivSoil-Projekt untersucht wurden, anhand ihrer Artenspektren nicht unterscheiden ließen, wohingegen die extensiven Grünlandstandorte der Edaphobase-Länderstudien unterschiedliche Artenspektren aufwiesen. Die Ackerflächen zeigten auch hier teilweise überlappende Artenspektren. Dies deckt sich mit den Ergebnissen der umfassenden PCA aller Datensätze (Abb. 8).

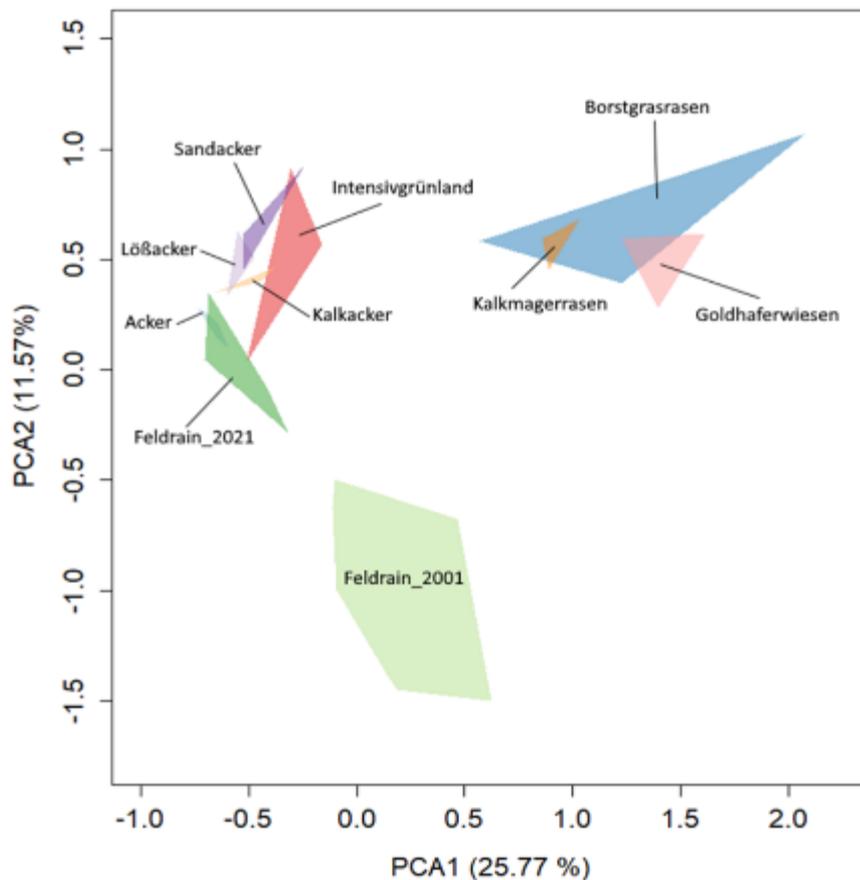


Abb. 8: Hauptkomponentenanalyse (Principal Component Analysis, PCA) der Oribatidendaten (Präsenz/Absenz-Daten). Feldrain_2001: In der Zeit von 2001 bis 2003 untersuchte Feldraine. (Grafik: A. Bach)

Die Indikatorartenanalyse der Oribatiden-Daten in Verbindung mit der ökologischen Auswertung ergab eine Liste verschiedener Kenn- und Grundarten sowie Vertreter feuchtezeigender Gruppen (Tab. 14). Diese Arten waren innerhalb der untersuchten Flächen an bestimmte Standorte gebunden. Ihnen kommt somit eine Indikatorfunktion zu, d. h. ihr Auftreten an Standorten in der Agrarlandschaft könnte auf eine geringere anthropogene Beeinträchtigung und auf einen höheren ökologischen Wert der entsprechenden Fläche hinweisen.

Da die Artenzusammensetzung der Oribatida in naturnahen Biotoptypen ein ausgeprägtes Muster zeigt und charakteristische Gruppen in der intensiv genutzten Agrarlandschaft ausfallen, sind sie als gute Indikatoren für den Erhaltungszustand naturnaher Standorte sowie des Kipppunkts einzustufen. Eine Schärfung dieser Ergebnisse würde durch weitere standardisierte Erfassungen in unterschiedlichen Regionen und Biotoptypen erfolgen.

Tab. 14: Indikatorarten der Oribatida. Zusammenfassung der Kennarten-, Feuchte- und Grundarten-
gruppen aus der Kreuztabelle „Oribatida“ (im internen Datenrepositorium).

Kennartengruppen	Grundarten
Kalkmagerrasen	mageres Grünland
<i>Rhysotritia ardua</i>	<i>Peloptulus phaenotus</i>
<i>Fosseremus laciniatus</i>	<i>Trichoribates incisellus</i>
<i>Scutovertex sculptus</i>	<i>Liacarus coracinus</i>
<i>Pilogalumna crassiclava</i>	sauer-mesophiles Grünland
Borstgrasrasen	<i>Galumna obvia</i>
<i>Chamobates cuspidatus</i>	<i>Ceratozetes mediocris</i>
<i>Oppiella (O.) splendens</i>	<i>Nanhermannia nana</i>
<i>Porobelba spinosa</i>	<i>Minunthozetes semirufus</i>
Goldhaferwiesen	<i>Nothrus silvestris</i>
<i>Pantelozetes paolii</i>	mager-mesophiles Grünland
<i>Phthiracarus compressus</i>	<i>Berniniella bicarinata</i>
Feuchtegruppen	<i>Achipteria coleoptrata</i>
frisch bis feuchte Standorte	<i>Scheloribates latipes</i>
<i>Scheloribates (H.) initialis</i>	<i>Suctobelbella subcornigera</i>
<i>Ceratozetes gracilis</i>	<i>Metabelba pulverosa</i>
<i>Euzetes globulus</i>	<i>Steganacarus (A.) striculus</i>
<i>Pergalumna nervosa</i>	<i>Suctobelbella sarekensis</i>
<i>Platynothrus peltifer</i>	<i>Oppiella (R.) obsoleta</i>
<i>Suctobelbella perforata</i>	<i>Achipteria nitens</i>
	mager-mesophiles Grünland mit Feldrainen (2001)
	<i>Liebstadia similis</i>
	<i>Trichoribates novus</i>
	<i>Eupelops occultus</i>
	Feldraine (UBA-Projekt 2001)
	<i>Ceratozetoides maximus</i>
	<i>Metabelba papillipes</i>
	<i>Pilogalumna tenuiclava</i>

Collembola

Wie auch bei den Oribatida basieren die Auswertungen der Collembola auf den im BioDivSoil-Projekt gewonnenen Daten sowie den ergänzenden Datensätzen aus den Edaphobase-Länderstudien und dem UBA-Feldrainprojekt. Es konnten Kennartengruppen und Grundarten der Collembola für verschiedene Standorte bzw. Standorttypen ermittelt werden (Abb. 9, https://gaiac-eco.de/biodivsoil_kreuztabelle_collembola/), allerdings fiel das Muster hier weniger deutlich aus als das der Oribatida. Bei den Collembola konnten, im Gegensatz zu den Oribatida, nur für die Kalkmagerrasen und Goldhaferwiesen innerhalb der Extensivgrünländer Kennartengruppen identifiziert werden, dafür jedoch für den Feldrain in Sachsen. Die Vertreter der Begleitarten wurden, ohne ein spezifisches Muster aufzuweisen, in allen Biotoptypen nachgewiesen und erreichten Anzahlen zwischen 0 (verschiedene Acker- und Feldrainstandorte) und 13 (EB SN32) (vgl. https://gaiac-eco.de/biodivsoil_kreuztabelle_collembola/).

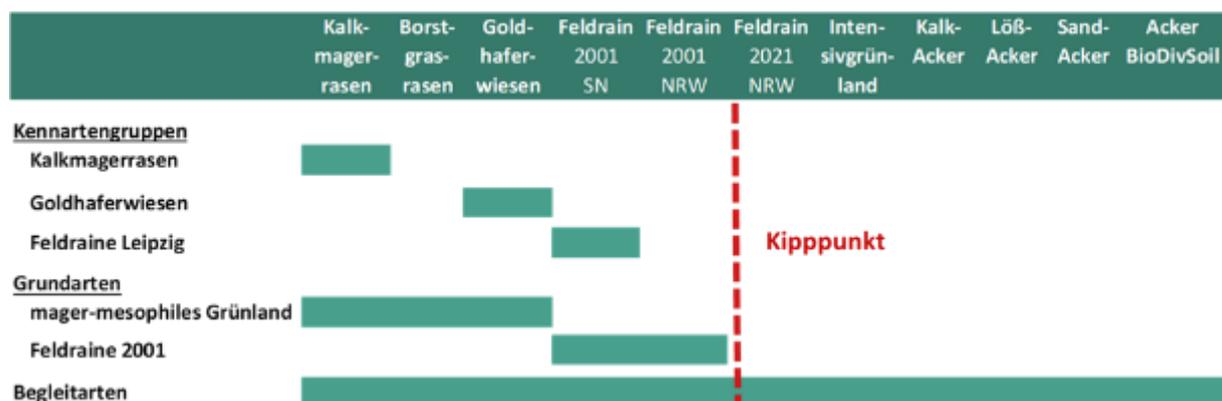


Abb. 9: Artengruppen der Collembola, die in den Acker-, Grünland- und Feldrainstandorten in BioDivSoil, den Edaphobase-Länderstudien und in der UBA-Feldrainstudie nachgewiesen wurden. Farbbalken dunkel: Hohe Stetigkeit der Arten, Farbbalken hell: Geringe Stetigkeit der Arten. (Grafik: J. Oellers)

Analog zu den Oribatida wurden in den intensiv bewirtschafteten Flächen sowie den im Jahr 2021 untersuchten Feldrainen keine kennzeichnenden Artengruppen festgestellt, so dass auch hier ein Kipppunkt anzunehmen ist. Das bedeutet, dass ab einer bestimmten Stärke der Störung keine charakteristischen, an die Standortbedingungen angepassten Arten vorkommen und die Zönose in erster Linie durch die anthropogene Beeinträchtigung bzw. das Auftreten eurytoper Begleitarten gekennzeichnet ist.

Die PCA der Präsenz/Absenz-Daten der Collembola ergab ein ähnliches Bild wie die der Oribatida (Abb. 10): Auch bei den Collembola ähnelten sich jeweils die Artenspektren der Extensivgrünländer sowie der Äcker und Intensivgrünländer. Die Zönosen der Ackerflächen und intensiv bewirtschafteten Grünländer wiesen dabei große Überlappungen und damit geringe Unterschiede auf. Die Artengemeinschaften der Feldraine, die in den Jahren 2001-2003 untersucht wurden, unterschieden sich deutlich von allen anderen Standorten und die Feldraine, die in BioDivSoil im Jahr 2021 beprobt wurden, wiesen ein ähnliches Artenspektrum wie die intensiv bewirtschafteten Standorte auf. Wie auch bei den Oribatida könnten mögliche Gründe hierfür beispielweise die Auswirkungen der Dürrejahre 2018-2020 oder eine Intensivierung der Bewirtschaftung der angrenzenden Ackerflächen, aber auch methodische Unter-

schiede sein; diese Gründe wurden bereits in Kapitel 3.3.2.1 diskutiert. Auch zwei Hauptkomponentenanalysen, die jeweils ausschließlich mit den BioDivSoil- sowie den Edaphobase-Daten durchgeführt wurden, sind im Anhang dargestellt (Abb. 43 & Abb. 44). Diese Analysen ergaben, dass sich die Standorte der intensiv genutzten Agrarlandschaft, die im BioDivSoil-Projekt untersucht wurden, anhand ihrer Artenspektren nicht unterscheiden ließen, wohingegen die teilweise extensiver bewirtschafteten Standorte der Edaphobase-Länderstudien meist unterschiedliche Artenspektren aufwiesen. Dies deckt sich mit den Ergebnissen der umfassenden PCA aller Datensätze (Abb. 10).

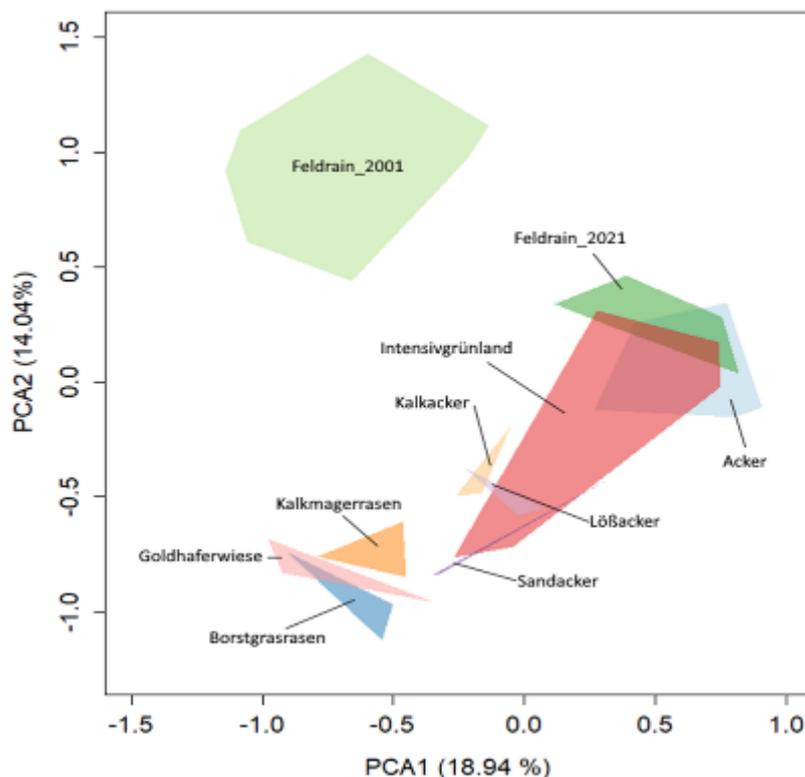


Abb. 10: Hauptkomponentenanalyse (Principal Component Analysis, PCA) der Collembolendaten (Präsenz/Absenz-Daten). Feldrain_2001: In der Zeit von 2001 bis 2003 untersuchte Feldraine. (Grafik: A. Bach)

Die Indikatorarten der Collembolenzönose zeigten in der vorliegenden Untersuchung eine Bindung an bestimmte Standortbedingungen bzw. extensiv bewirtschaftete Grünländer (Tab. 15). Ihr Auftreten in Flächen innerhalb der Agrarlandschaft könnte daher ein Hinweis auf eine höherwertige ökologische Bedeutung dieser Standorte sein.

Wie bereits in Kapitel 3.3.1.1 beschrieben, weisen die Artenspektren der Collembola häufig eine große Individuenzahl eurytoper, in sehr unterschiedlichen Biotoptypen vorkommender Arten auf, mit denen zusammen dann wenige seltene bzw. spezialisierte Arten auftreten, was sich in der vorliegenden Studie auch in den Überlappungen der Artenspektren verschiedener intensiv genutzter Biotoptypen widerspiegelte (Abb. 10). Innerhalb des mit einheitlichem Probenahmeschema untersuchten BioDivSoil-Datensatzes ließen sich auch zwischen den unterschiedlichen Nutzungstypen Acker, Grünland und Feldrain nur geringe Unterschiede zwischen den Collembolenzönosen erkennen, was auf ein eher geringes Indikatorpotential innerhalb der intensiven Agrarlandschaft hinwies. Andererseits waren in der vorliegenden Studie auch

Unterschiede zwischen den Zönosen extensiv und intensiv bewirtschafteter Standorte feststellbar, es konnten einige Kenn- und Grundarten identifiziert werden (Tab. 15) und auch in der Literatur werden die Collembola als eine Tiergruppe beschrieben, die auf Störungen sowie Änderungen von Bodenfaktoren reagiert. Dabei finden die Reaktionen artspezifisch und teilweise eher mit Verschiebungen der Dominanzstruktur anstatt durch Änderungen der Präsenz statt (Russell 2005).

Tab. 15: Indikatorarten der Collembola. Zusammenfassung der Kennarten- und Grundartengruppen aus der Kreuztabelle „Collembola“ im internen Datenrepositorium.

Kennarten	Grundarten
Kalkmagerrasen	mager-mesophiles Grünland
<i>Orchesella frontimaculata</i>	<i>Metaphorura affinis</i>
<i>Isotomodes productus</i>	<i>Entomobrya lanuginosa</i>
Goldhaferwiesen	Feldraine 2001
<i>Paratullbergia callipygos</i>	<i>Desoria tigrina</i>
<i>Protaphorura procampata</i>	<i>Lepidocyrtus paradoxus</i>
<i>Dicyrtomina minuta</i>	Grünland/grasige Strukturen
Feldraine Leipzig	<i>Mesaphorura macrochaeta</i>
<i>Protaphorura tricampata</i>	<i>Friesea mirabilis</i>
<i>Sminthurinus elegans</i>	
<i>Protaphorura cancellata</i>	
<i>Protaphorura pannonica</i>	

Die verschiedenen Datensätze konnten im Rahmen dieser Studie aufgrund methodischer Unterschiede nur sehr eingeschränkt gemeinsam hinsichtlich ihrer Arten- und Individuenzahlen bzw. deren Unterschieden ausgewertet werden. Weitere umfassende Untersuchungen der Collembolenfauna verschiedener Biotoptypen in der Agrarlandschaft mittels standardisierter Methodik (ISO Guideline 2006) wären daher wünschenswert (Russell 2005). Dabei wäre es sinnvoll, diese Untersuchungen mit einem einheitlichen Studiendesign bzw. den gleichen Gerätschaften durchzuführen, um eine Einheitlichkeit der Datenerhebungen zu gewährleisten und Vergleiche auch der Individuenzahlen zu ermöglichen.

Wie die Lumbricidae werden auch die Collembola als mögliche Indikatororganismen beispielsweise in einem aktuellen Vorhaben des Umweltbundesamts (Kaufmann-Boll et al. in prep.) sowie im abgeschlossenen ENVASSO-Projekt (Bispo et al. 2009) diskutiert.

3.3.3 Analyse der epigäischen Arthropoden – Carabidae und Araneae

Vergleich von Individuen- und Artenzahlen in verschiedenen Landnutzungsformen

Im Rahmen des BioDivSoil-Projekts wurden im Jahr 2021 insgesamt 16.745 Carabidae aus 99 Arten sowie 12.844 Araneae aus 138 Arten gefangen. Diese bilden die Datengrundlage für alle Analysen in diesem Kapitel und wiesen signifikant mehr Arten in Feldrainen verglichen mit Ackerflächen auf. Nur die Carabidae zeigten auch signifikant mehr Individuen in den Feldrainen verglichen mit den Ackerflächen. Das Grünland wies keine signifikanten Unterschiede zu den anderen Landnutzungstypen auf (Abb. 11). Diese Ergebnisse verdeutlichen, dass Feldraine eine wichtige Rolle für die Erhaltung der Diversität spielen, da diese Lebensräume als Rückzugsorte fungieren können. Die höheren Artenzahlen in Feldrainen im Vergleich zu Ackerflächen könnten unter anderem auf ein höheres Angebot an Mikrohabitaten und Nahrungsressourcen zurückzuführen sein (Salat-Moltó et al. 2023; Albrecht et al. 2020). Die Grünländer zeigten im Falle der Carabidae eine ähnliche Artenvielfalt wie auf die Ackerflächen. Bei den Araneae wurden mehr Arten auf Grünländern als auf Ackerflächen gefunden, wobei der Unterschied nicht statistisch signifikant war. Dies verdeutlicht wiederum die Rolle der Feldraine als Hotspots der Biodiversität in der Agrarlandschaft (Rischen et al. 2023). Es zeigt jedoch auch, dass die hohe Bewirtschaftungsintensität und Strukturarmut auf Ackerflächen nicht zwangsläufig eine geringere Artenzahl zur Folge haben.

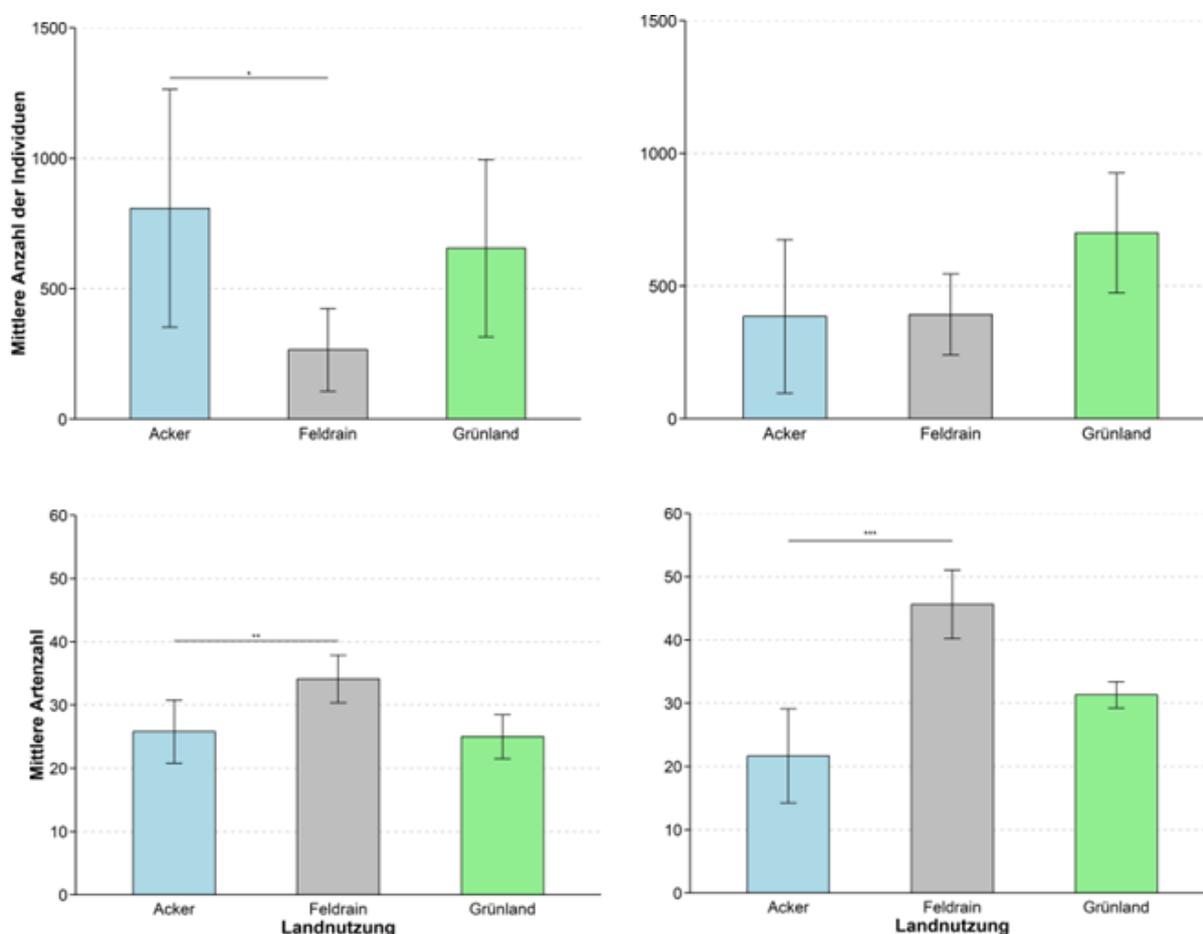


Abb. 11: Individuen- und Artenzahlen von Carabidae (links) und Araneae (rechts). Standortgruppen von links nach rechts: Acker, Feldrain und Grünland. Signifikanzniveaus: * = <math>p < 0,05</math>, ** = <math>p < 0,01</math>, *** = <math>p < 0,001</math>. (Grafik: L. Stratemann)

Einige der identifizierten Arten werden auf der Roten Liste der gefährdeten Tierarten geführt. Unter allen gefundenen Arten hat jedoch nur *Harpalus dimidiatus* in beiden Bundesländern einen Gefährdungsstatus. Besonders hervorzuheben ist der Erstnachweis von *Diplocephalus graecus* in Deutschland im Raum Aachen (Bach, Zäpernick, und Stratemann 2023).

Carabidae

Die Indikatorartenanalyse ergab insgesamt neun Indikatorarten in der Carabidengemeinschaft (Tab. 16). Dabei wurde jedoch nur eine Indikatorart für Ackerflächen gefunden, die übrigen acht verteilten sich gleichmäßig auf die Feldraine und Grünländer. Dieses Ergebnis indiziert, dass Ackerflächen in ihrer Carabidengemeinschaft hauptsächlich von generalistischen, weit verbreiteten Arten geprägt sind, die den dort vorherrschenden Bedingungen trotzen. *P. melanarius* fungiert aufgrund der hohen Toleranz gegenüber den harschen Bedingungen auf den meisten Ackerflächen als starker Indikator für diese Landnutzungsform (Magura, Tóthmérész, und Molnár 2008). Die intensive landwirtschaftliche Nutzung führt zu einer strukturellen Homogenisierung dieser Standorte, was das Vorkommen von nur wenigen, ökologisch flexiblen und konkurrenzstarken Arten begünstigt (Jongman 2002; Liu et al. 2014; Gossner et al. 2016). Im Gegensatz dazu weisen Feldraine und Grünländer mehr Indikatorarten auf, was auf eine differenziertere Struktur und ökologische Nischenvielfalt hinweist. Diese Beobachtungen liefern wichtige Hinweise darauf, dass der Schutz und die Förderung von Habitatvielfalt entscheidend für den Schutz der biologischen Vielfalt in Agrarlandschaften ist.

Tab. 16: Indikatorartenanalyse der Carabidengemeinschaft. Es wurden nur Arten mit einem Indikatorwert von über 0,85 berücksichtigt.

Art	Indikatorstärke	p-Wert	Gruppe
<i>Pterostichus melanarius</i>	0,91	0,0009	Acker
<i>Harpalus tardus</i>	0,97	0,0002	Feldrain
<i>Microlestes minutulus</i>	0,92	0,0196	Feldrain
<i>Notiophilus palustris</i>	0,91	0,0115	Feldrain
<i>Parophonus maculicornis</i>	0,87	0,0054	Feldrain
<i>Amara aenea</i>	0,90	0,0056	Grünland
<i>Bembidion properans</i>	0,98	0,001	Grünland
<i>Nebria brevicollis</i>	0,87	0,0001	Grünland
<i>Poecilus versicolor</i>	0,96	0,0031	Grünland

Die kanonische Korrespondenzanalyse gibt Aufschluss über die funktionale Zusammensetzung der Carabidengemeinschaft (Abb. 12). Während auf Ackerflächen hauptsächlich euryöke Prädatoren nachgewiesen wurden, dominierten auf Feldrainen und im Grünland phytophage Arten. Große Arten wurden auf einigen Ackerflächen, aber auch im Grünland nachgewiesen, auf Feldrainen hingegen hauptsächlich kleinere, flugfähige Arten. Außerdem wiesen die Feldraine einen höheren Anteil an Arten, die im Larvalstadium überwintern, auf, während die

meisten Ackerflächen Arten beheimateten, welche sowohl als Larve als auch als ausgewachsenes Tier überwintern. Diese Ergebnisse spiegeln die Anpassungen der Carabidae an die spezifischen Bedingungen in den unterschiedlichen Habitattypen wider und verdeutlichen, wie funktionelle Eigenschaften die Habitatnutzung steuern. Die Dominanz euryöker Prädatoren auf Ackerflächen deutet darauf hin, dass diese Arten eine wichtige Rolle in der Schädlingskontrolle spielen könnten, da sie sich an die stark schwankenden Umweltbedingungen dieser intensiv genutzten Lebensräume anpassen können (De Heij und Willenborg 2020). Die hohe Präsenz phytophager Arten auf Feldrainen und im Grünland weist hingegen auf die Bedeutung dieser Lebensräume für pflanzenfressende Arten hin und kann als ein Indikator für geringen bis keinen Herbizideinsatz verstanden werden (Irmiler 2018). Das Vorkommen großer, flugfähiger Arten indiziert in der Regel eine gewisse Stabilität innerhalb des Ökosystems. Diese ist auf Ackerflächen, welche einem ständigen Wandel unterliegen sind, jedoch nicht gänzlich gegeben. Es muss allerdings entscheidende, stabilisierende Faktoren geben, ansonsten wäre ein Überleben dieser Arten nicht möglich. Im Rahmen dieser Studie konnte kein geschlossener Datensatz zur Bewirtschaftung der Flächen erstellt werden, sodass an dieser Stelle nur Vermutungen möglich sind. Wichtig für bodenbewohnende Organismen ist jedoch eine reduzierte, nachhaltige Bodenbearbeitung. Außerdem könnte die direkte Umgebung in Form von ungenutzten Feldrändern eine große Rolle spielen (Müller et al. 2022; Gareau, Voortman, und Barbercheck 2020). Kleine, flugfähige Arten, wie sie in den Feldrainen dominieren, besitzen ein enormes Verbreitungspotenzial, weshalb sie für die Vernetzung von Lebensräumen und den genetischen Austausch zwischen Populationen wertvoll sind. Struktureiche Feldraine als zumeist schmale, lineare Landschaftselemente bieten großen Carabidae keine idealen Bedin-

ungen, um dauerhaft dort zu leben (Knapp und Řezáč 2015; Rouabah et al. 2015). Im Grünland hingegen ist dieser Platz grundsätzlich vorhanden und wird unter geeigneten Bedingungen auch genutzt.

Die Analyse der Carabidengemeinschaft zeigt, dass auf Ackerflächen eine Reduktion der Funktionalität, nicht aber zwingend der taxonomischen Diversität herrscht. Diese funktionale Redundanz in einem insgesamt stark ausgedünnten funktionalen Raum macht Äcker störungsanfällig und wenig resilient (Ceulemans et al. 2019). Die Ackerflächen weisen eine insgesamt hohe Streuung auf, was bekräftigt, dass es durchaus nennenswerte Unterschiede in den Umweltbedingungen bzw. der Bewirtschaftung gibt. Offen bleibt die Frage, welche Faktoren die Carabidengemeinschaft besonders beeinflussen. Besonders eine nachhaltige Bodenbearbeitung steht an dieser Stelle im Fokus. Die enorme Bedeutung von vernetzenden Biotoptypen wie Feldrainen zeigt sich in der Diversität und Funktionalität der dortigen Biozöosen. Es gilt eine strukturreiche Landwirtschaft zu fördern, um Rückzugsorte zu schaffen und die Diversität sowie Funktionalität der Carabidae in der Agrarlandschaft zu schützen.

Araneae

Die Indikatorartenanalyse für die Araneae ergab 15 Indikatorarten, wobei lediglich zwei auf die Gruppe der Äcker und drei auf die Grünländer entfielen (Tab. 17). Zehn Indikatorarten in den Feldrainen zeigen erneut deren hohe Bedeutung für die Biodiversität in der Agrarlandschaft. Arten wie *Alopecosa pulverulenta* oder *Trochosa terricola* indizieren auch in anderen Studien für strukturreiches Grünland, gelten jedoch als insgesamt eher generalistisch (Bach et al. 2025). Beide Indikatorarten auf Äckern sind der Familie der Linyphiidae zuzuordnen und haben aufgrund ihrer Ballooning-Fähigkeiten ein hohes Verbreitungspotenzial. Dies indiziert, dass Araneae sich weniger an die widrigen Bedingungen anpassen, sondern vielmehr die

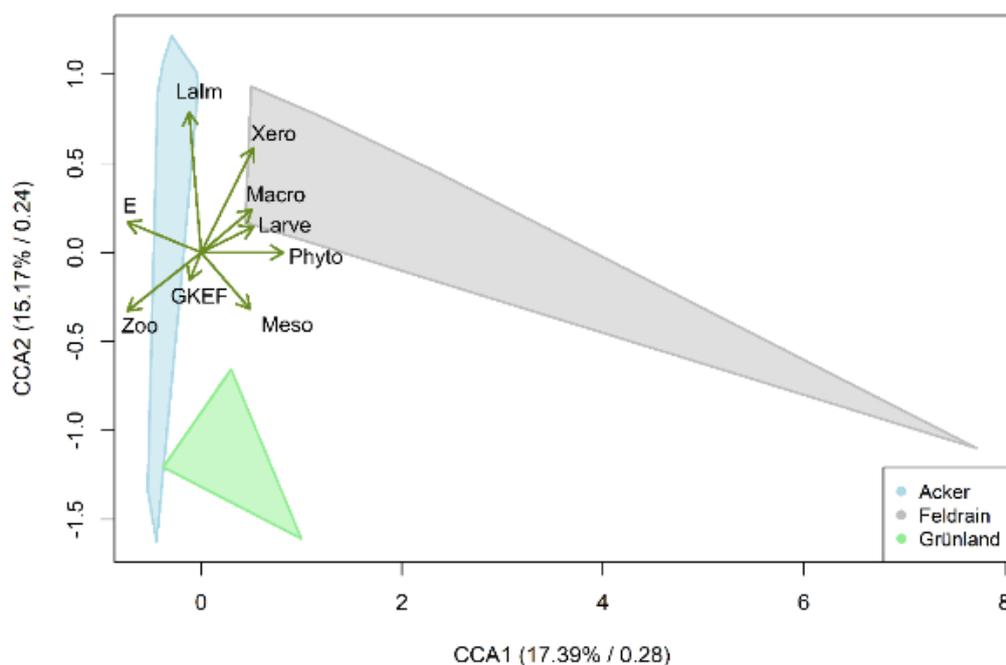


Abb. 12: Kanonische Korrespondenzanalyse (CCA) der Carabidengemeinschaft. Lalm: Überwinterung als Larve oder Imago; E: Euryök; Zoo: Zoophag; GKEF: Größenklassen E und F; Meso: Mesophil; Phyto: Phytophag; Larve: Überwinterung als Larve; Macro: Macropter; Xero: Xerophil. (Grafik: L. Stratemann)

Flucht ergreifen und geeignetere Habitate besiedeln (Clough et al. 2005; Montes und Gleiser 2024).

Die Korrespondenzanalyse der Araneengemeinschaft zeigt, dass auf den Ackerflächen vor allem mittelgroße Araneae gefangen wurden, während auf Feldrainen sehr kleine oder größere Araneae beheimatet waren (Abb. 13). Wie bereits, basierend auf den Indikatorarten, vermutet, besitzen die kleineren Araneae auf Ackerflächen meist die Fähigkeit des „Balloonens“, welche auf Feldrainen weniger ausgeprägt ist. Die häufigste Jagdmethode auf Feldrainen stellen die Raumnetze (space webs) dar. Obwohl alle Standorte im Offenland liegen, ließen sich Unterschiede hinsichtlich der Waldaffinität beobachten. So wurden auf Ackerflächen und im Grünland vermehrt Araneae gefunden, die geschlossene Wälder bevorzugen, wohingegen auf den Feldrainen Araneae mit einer Präferenz für lichte Wälder gefangen wurden. Dies könnte auf die Bedeutung der Krautstruktur zur Ausbildung der Araneengemeinschaft hinweisen. Diese ist in Wäldern mit geschlossener Baumkrone häufig weniger stark ausgeprägt als in lichten Wäldern. Die Dominanz mittelgroßer Araneae, welche ebenfalls Ballooning betreiben, weist auf die begrenzte strukturelle Komplexität und das geringe Angebot von Mikrohabitaten auf Ackerflächen hin. Diese Arten sind in der Lage, durch passive Verbreitung schnell neue Lebensräume zu kolonisieren. Große Araneae, die diese Fähigkeit nicht besitzen, deuten auf stabilere Bedingungen hin, wie sie unter anderem auf den Feldrainen herrschen. Diese begünstigen eine dauerhafte Ansiedlung (Gallé et al. 2018). Die Unterschiede in der Waldaffinität zeigen, dass selbst in Offenlandhabitaten subtile Umweltgradienten eine Rolle spielen. Der Nachweis von Araneae mit einer Präferenz für geschlossene Wälder auf Ackerflächen könnte darauf hindeuten, dass diese Lebensräume für wandernde Individuen als Zwischenstation fungieren. Auch die wenig ausgeprägte Krautschicht könnte ein begünstigender Faktor sein. Nicht zu vernachlässigen sind ebenso Randeffekte durch naheliegende Waldgebiete. Die Präsenz von Araneenarten, die lichte Wälder bevorzugen, auf Feldrainen könnte auf die höhere Strukturvielfalt zurückzuführen sein. Dies wird unterstützt durch die Dominanz von Raumnetzen als Jagdmethode, welche komplexe strukturelle Gegebenheiten erfordern.

Tab. 17: Indikatorartenanalyse der Araneengemeinschaft. Es wurden nur Arten mit einem Indikatorwert von mehr als 0,85 berücksichtigt.

Art	Indikatorstärke	p-Wert	Gruppe
<i>Oedothorax apicatus</i>	0,90	0,0068	Acker
<i>Porrhomma microphthalmum</i>	0,91	0,0001	Acker
<i>Alopecosa pulverulenta</i>	0,86	0,016	Feldrain
<i>Aulonia albimana</i>	0,94	0,0029	Feldrain
<i>Diplostyla concolor</i>	0,92	0,0034	Feldrain
<i>Eratigena picta</i>	0,86	0,0063	Feldrain
<i>Ozyptila praticola</i>	0,85	0,0062	Feldrain
<i>Palliduphantes pallidus</i>	0,92	0,0032	Feldrain
<i>Phrurolithus festivus</i>	0,98	0,0001	Feldrain
<i>Trachyzelotes pedestris</i>	0,99	0,0001	Feldrain
<i>Trochosa terricola</i>	0,86	0,0122	Feldrain
<i>Xysticus cristatus</i>	0,88	0,0078	Feldrain
<i>Oedothorax fuscus</i>	0,99	0,0008	Grünland
<i>Oedothorax retusus</i>	0,90	0,0023	Grünland
<i>Pardosa palustris</i>	0,86	0,0096	Grünland

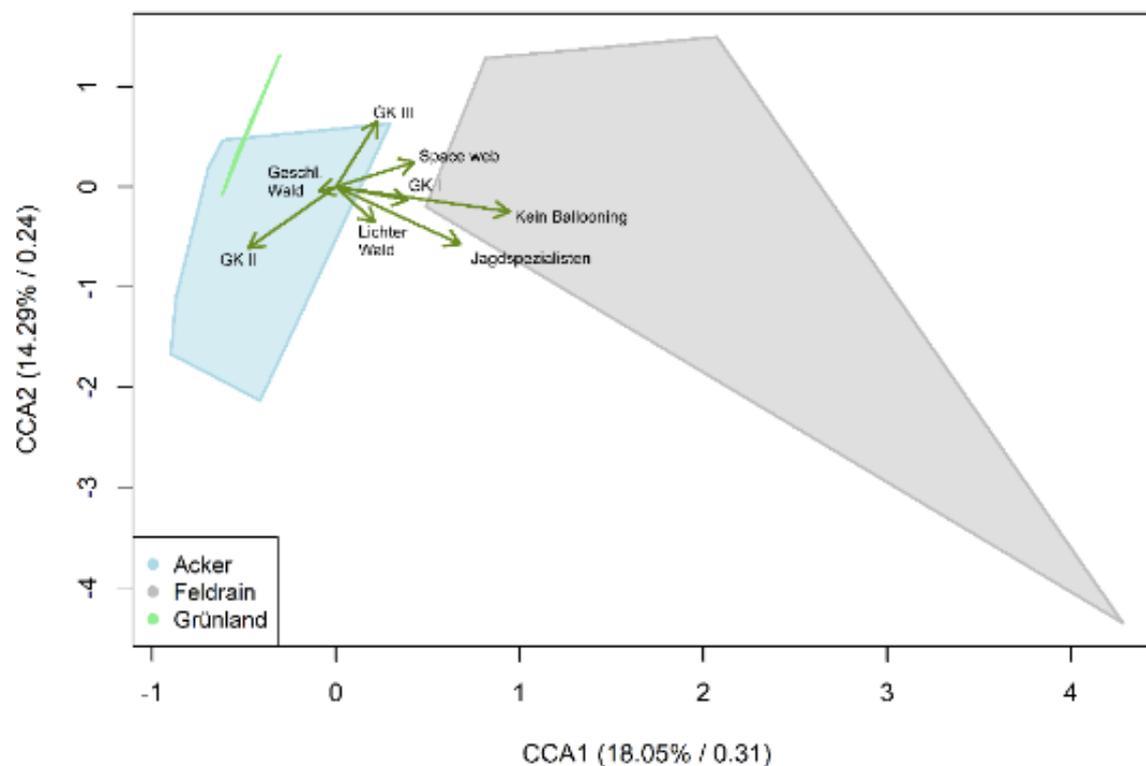


Abb. 13: Kanonische Korrespondenzanalyse der Araneengemeinschaft: GK I-III: Größenklassen I- III, Lichter Wald: Arten mit Bindung an lichte Wälder. Space web: Raumnetz. „Kein Ballooning“ beschreibt Spinnenarten, die im adulten Stadium kein Ballooning betreiben. (Grafik: L. Stratemann)

Wie schon bei den Carabidae, verdeutlichen auch diese Ergebnisse, dass eine heterogene Landschaftsstruktur mit unterschiedlichen Nutzungsformen und Habitatmerkmalen entscheidend ist, um eine funktional diverse und stabile Araneengemeinschaft zu etablieren (Miyashita, Chishiki und Takagi 2012; Plath et al. 2021). Auch die Araneae zeigen einen deutlichen Funktionsverlust auf den Ackerflächen. Es bleibt an dieser Stelle die Frage nach den treibenden Faktoren offen. Während Carabidengemeinschaften direkt auf bestimmte Bewirtschaftungsmaßnahmen reagieren, wirken Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Zusammensetzung der Araneengemeinschaft vermutlich hauptsächlich indirekt über eine Veränderung der Vegetationsstruktur. Um den Bewirtschaftungseinfluss detaillierter zu untersuchen, wurden in einem zweiten Versuchsjahr biologische und konventionelle Ackerflächen hinsichtlich der Diversität und Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften miteinander verglichen (vgl. Kapitel 3.4.1).

3.3.4 Biodiversitätsmuster von Bodentieren in der Agrarlandschaft anhand von Metabarcoding

Durch den Einsatz des Metabarcodings werden die Ergebnisse der morphologischen Bestimmung verschiedener Gruppen mit einem Überblick über die Zusammensetzung der Arthropodengemeinschaft ergänzt. Für alle Ergebnisse dieses Kapitels gilt, dass lediglich solche Sequenzen berücksichtigt wurden, die mit einer mindestens 85 prozentigen Sicherheit einer Art zugeordnet werden konnten. Darüber hinaus müssen diese Arten entweder dem Phylum der Arthropoda (Gliedertiere) oder der Familie der Lumbricidae (Regenwürmer) angehören. Weiterhin wurde mit Präsenz-/Absenz-Daten gearbeitet.

Environmental DNA aus Bodenproben

Mit Hilfe der Extraktion von DNA aus Bodenproben wurden im Jahr 2021 insgesamt 426 Arten gefunden. Dabei macht die Klasse der Insecta mit 290 Arten den größten Teil der Gesamtartenzahl aus. Die Arachnida und Collembola trugen mit 60 und 36 Arten ebenfalls erheblich zur Diversität der Organismengemeinschaft bei (Abb. 14).

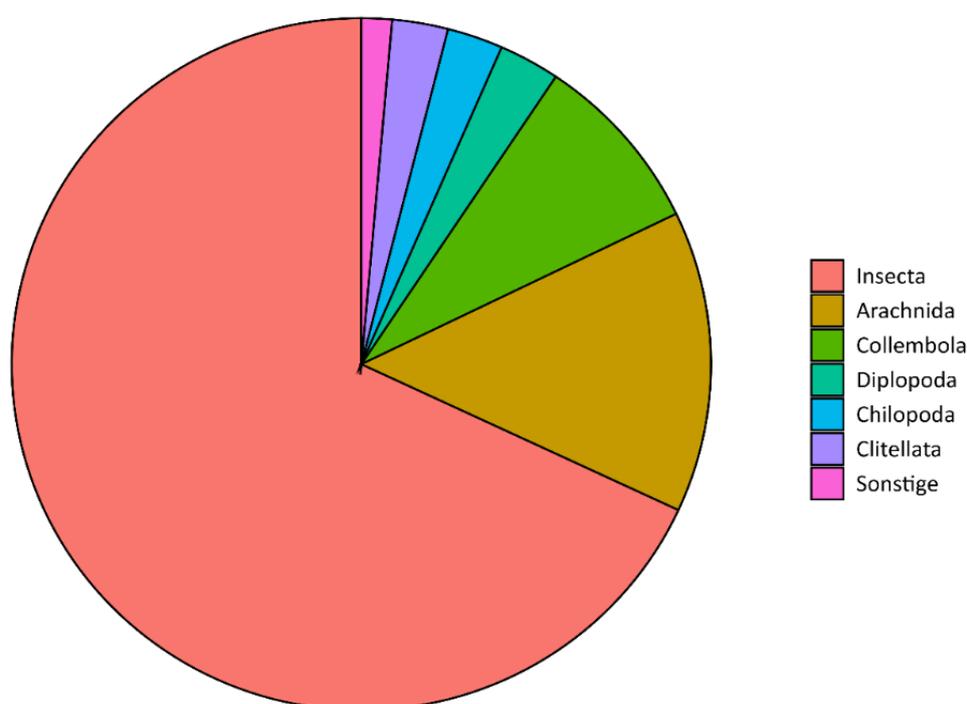


Abb. 14: Kreisdiagramm der Verteilung der gefundenen Arten ($n = 426$) auf die verschiedenen taxonomischen Klassen. Klassen, die weniger als zwei Prozent der Arten ausmachten, wurden in der Gruppe „Sonstige“ zusammengefasst. (Grafik: L. Schröer)

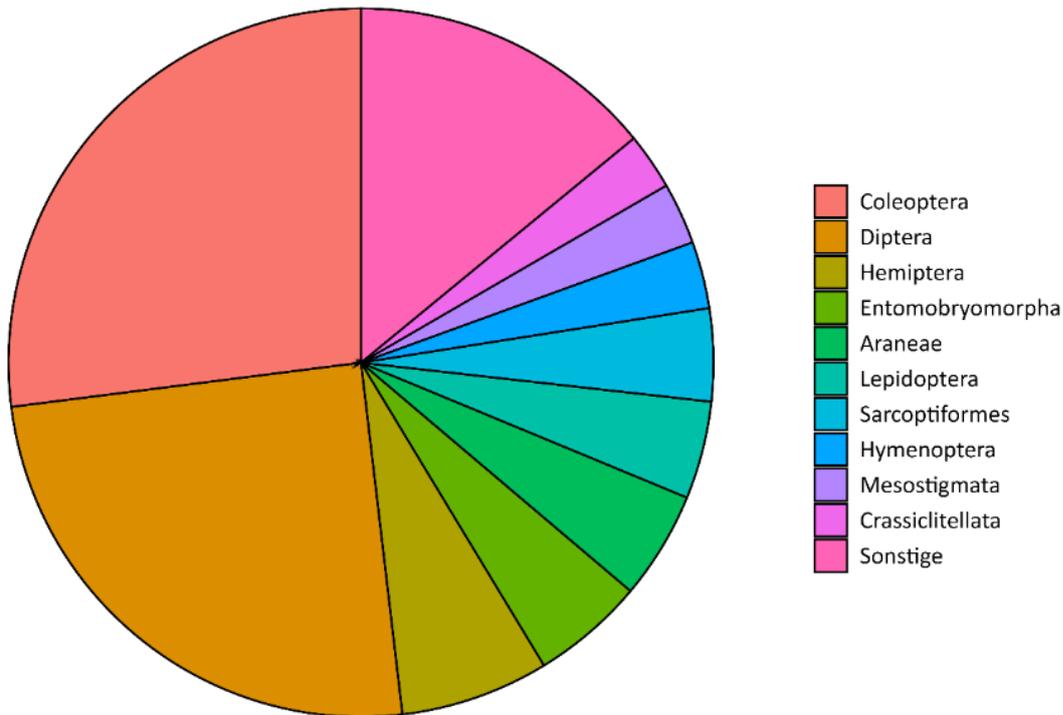


Abb. 15: Kreisdiagramm der anteiligen Verteilung der gefundenen Arten (n = 426) auf die verschiedenen taxonomischen Ordnungen. Ordnungen, die weniger als zwei Prozent der Arten ausmachten, wurden in der Gruppe „Sonstige“ zusammengefasst. (Grafik: L. Schröer)

Die größten Ordnungen mit einem gemeinsamen Anteil von über 50 % waren mit 115 und 106 Arten die Coleoptera und Diptera. Die anderen Ordnungen machen mit maximal 29 Arten in den Hemiptera einen deutlich geringeren Anteil an der Gesamtartenzahl aus (Abb. 15).

Die mittleren Artenzahlen innerhalb der einzelnen Landnutzungs-Typen „Acker, Feldrain und Grünland“ sind in Abb. 16 dargestellt. Es zeigte sich ein hoch signifikanter Unterschied ($p < 0,01$) zwischen den Feldrainen mit durchschnittlich 89,5 Arten und den Äckern mit 58,5 Arten. Auch die Grünländer weisen mit 68,3 Spezies eine höhere Diversität auf, wobei diese sich nicht signifikant von den Äckern oder Feldrainen abheben. Auch hier zeigt sich, wie in Kapitel 3.3.3, der besondere ökologische Wert der Feldraine in der Agrarlandschaft, da diese u.a. mit ihrer hohen Strukturvielfalt und diversen Gestaltung verschiedenste Mikrohabitate bereitstellen, die von spezialisierteren Arten besetzt werden können. Auf den Äckern und den hier untersuchten Intensivgrünländern fehlt diese Art von Strukturvielfalt.

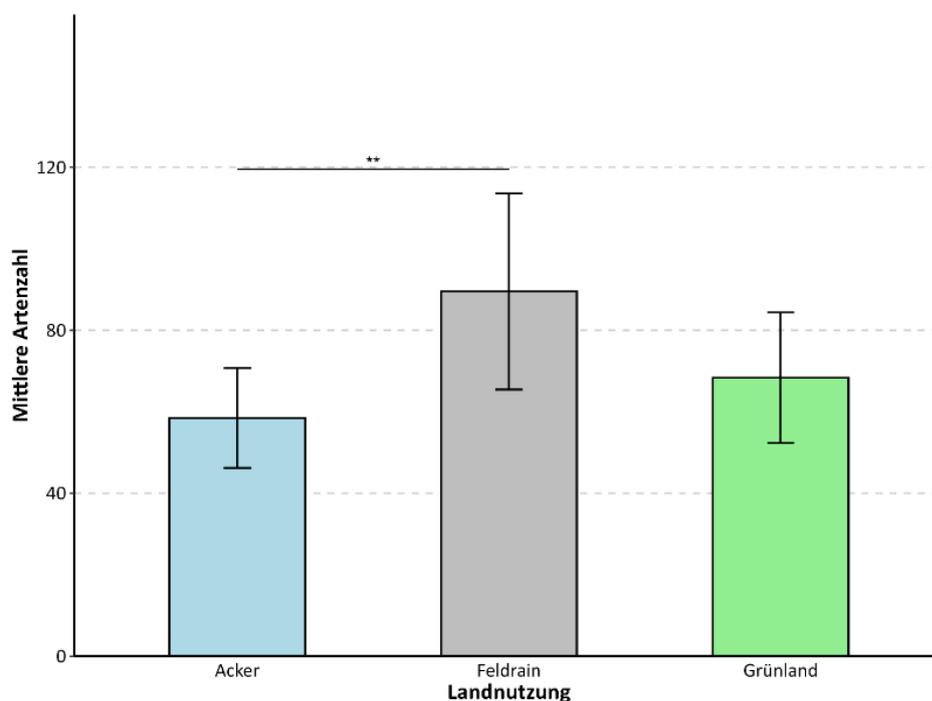


Abb. 16: Mittlere Artenzahl der untersuchten Landnutzungstypen Acker, Feldrain und Grünland. Die Fehlerbalken stellen die Standardabweichung dar. Signifikanzniveaus: * = $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$; *** = $p < 0,001$. (Grafik: L. Schröer)

Dass lediglich zwei Indikatorarten für die Gruppe der Feldraine gefunden wurden, zeigt erneut, dass hier spezialisiertere Arten zu finden sind, die typisch für diese Standortgruppe sind (Tab. 18). *Lithobius microps* gehört zu den Diplopoden und bevorzugt Standorte mit Streu und anderen Materialien, die neben Schutz vor Fraßfeinden auch ein schnelles Austrocknen des Untergrundes kleinräumig verhindern. Darüber hinaus kommt diese Art häufig synanthrop oder in gestörten Habitaten vor (Lindner, Voigtländer, und Reip 2010). *Neanura muscorum* ist eigentlich eine typische Collembolen-Art in Wäldern (Harta et al. 2021). In dieser Studie kam diese Art auf vier Feldrainen in Jülich vor, welche zumindest auch holzige Strukturen aufwiesen.

Tab. 18: Indikatorartenanalyse der environmental DNA. Es wurden nur signifikante Arten ($p < 0,05$) mit einer Indikatorstärke $> 0,85$ berücksichtigt.

Art	Tax. Familie	Indikatorstärke	p-Wert	Landnutzungstyp
<i>Lithobius microps</i>	Lithobiidae	0,91	0,0002	Feldrain
<i>Neanura muscorum</i>	Neanuridae	0,90	0,0001	Feldrain

Auch in der Ordinationsanalyse mittels PCA zeigt sich, dass die Feldraine die heterogenste Zusammensetzung in ihrer Biodiversität aufweisen. Sie zeigen keine Überschneidungen mit den Äckern oder Grünländern und die Distanzen innerhalb dieser Gruppe sind deutlich größer als die Abstände zwischen den Standorten in den anderen beiden Landnutzungstypen. Grünländer und Äcker hingegen überschneiden sich teilweise. Dies zeigt, dass in dieser Studie eher

intensiv genutzte Grünländer untersucht wurden, die ebenfalls Ausfälle spezialisierterer Arten zu verzeichnen haben (Abb. 17).

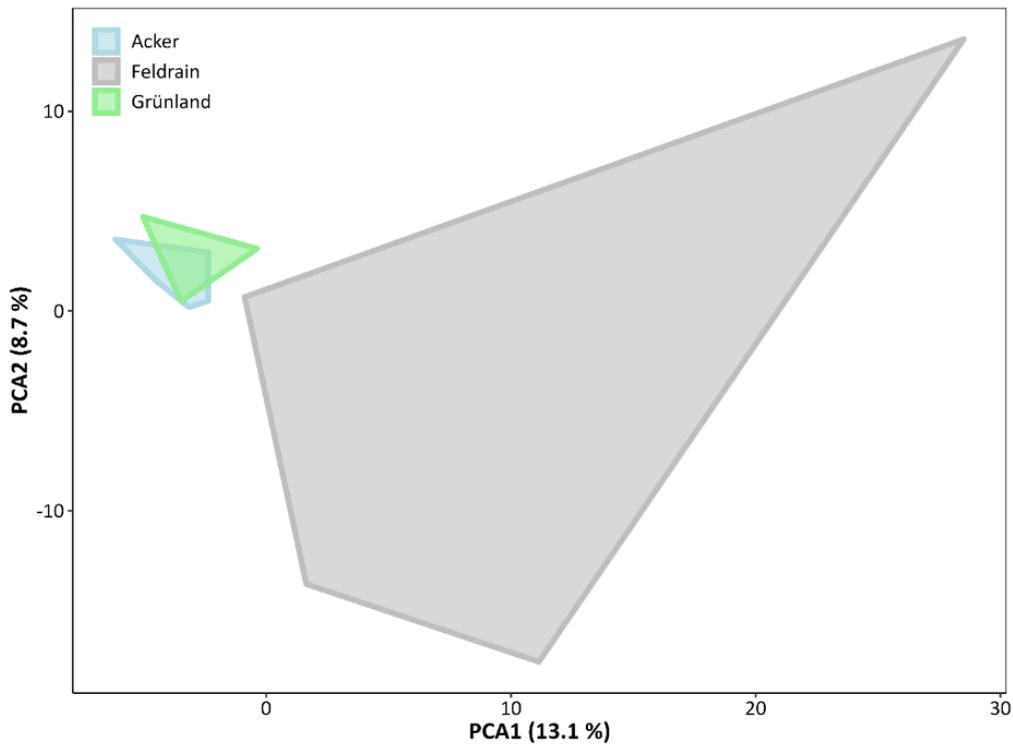


Abb. 17: Principal Component Analysis (PCA) der Präsenz-/Absenz-Daten der Arten, die mit der aus dem Boden extrahierten environmental DNA gefunden wurden. (Grafik: L. Schröder)

Epigäische Biodiversität – DNA-Metabarcoding von Bodenfallenbeifängen

Das Metabarcoding der Bodenfalleninhalte von 2021 lieferte insgesamt 599 Arten. Die Klasse der Insecta dominierte dabei mit 486 Arten, gefolgt von den Arachnida und Collembola mit 42 bzw. 33 Arten (Abb. 18). Unter Hinzunahme von Abb. 19 zeigt sich, dass der Großteil der Insekten mit 215 bzw. 139 Arten aus den Ordnungen der Coleoptera und der Diptera stammt. Auch die beiden Ordnungen der Lepidoptera (Schmetterlinge) und Hymenoptera (Hautflügler wie Wespen und Bienen) würden bei einer gezielten Untersuchung nicht mittels Bodenfallen beprobt werden. Bei den Schmetterlingen dürften deren Raupen ein Hauptgrund für die erkannten Arten sein. Ein großer Teil der Hautflügler wird von der Familie der Ameisen gestellt, die bei der Betrachtung dieser Gruppe häufig in Vergessenheit geraten, aber als „Architekten der Natur“ eine wichtige Rolle in der Gestaltung des Lebensraums Boden spielen (Wills und Landis 2018). Die hoch diverse Zusammensetzung der Bodenfalleninhalte zeigt deren Potenzial zur Erfassung der Biodiversität eines Standortes.

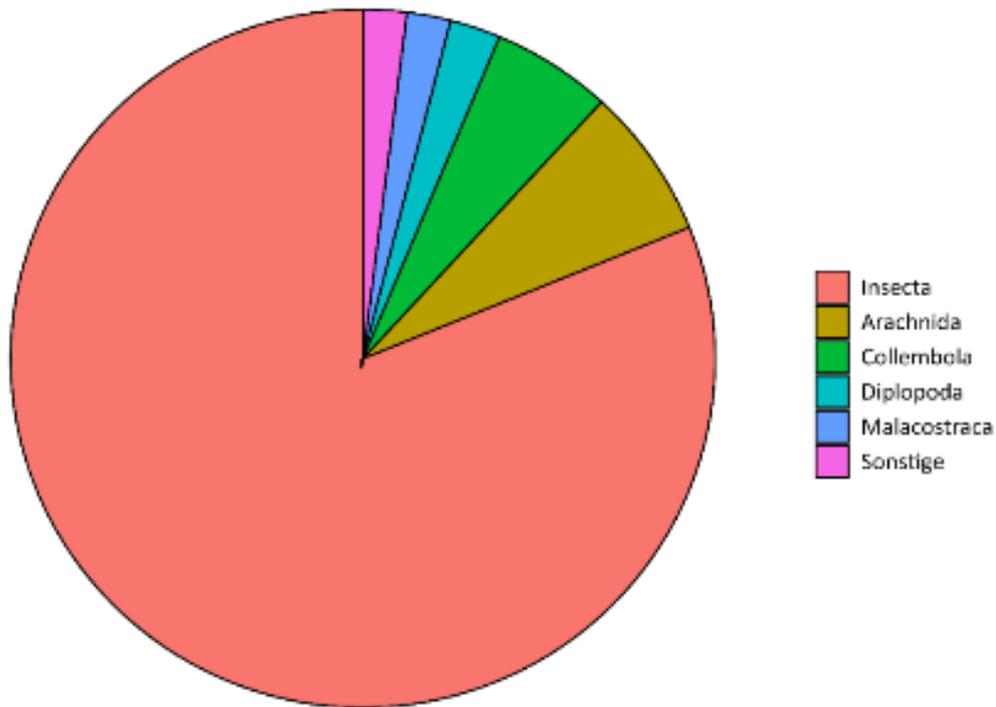


Abb. 18: Kreisdiagramm der Verteilung der gefundenen Arten (n = 599) auf die verschiedenen taxonomischen Klassen. Klassen, die weniger als zwei Prozent der Arten ausmachten, wurden in der Gruppe „Sonstige“ zusammengefasst. (Grafik: L. Schröder)

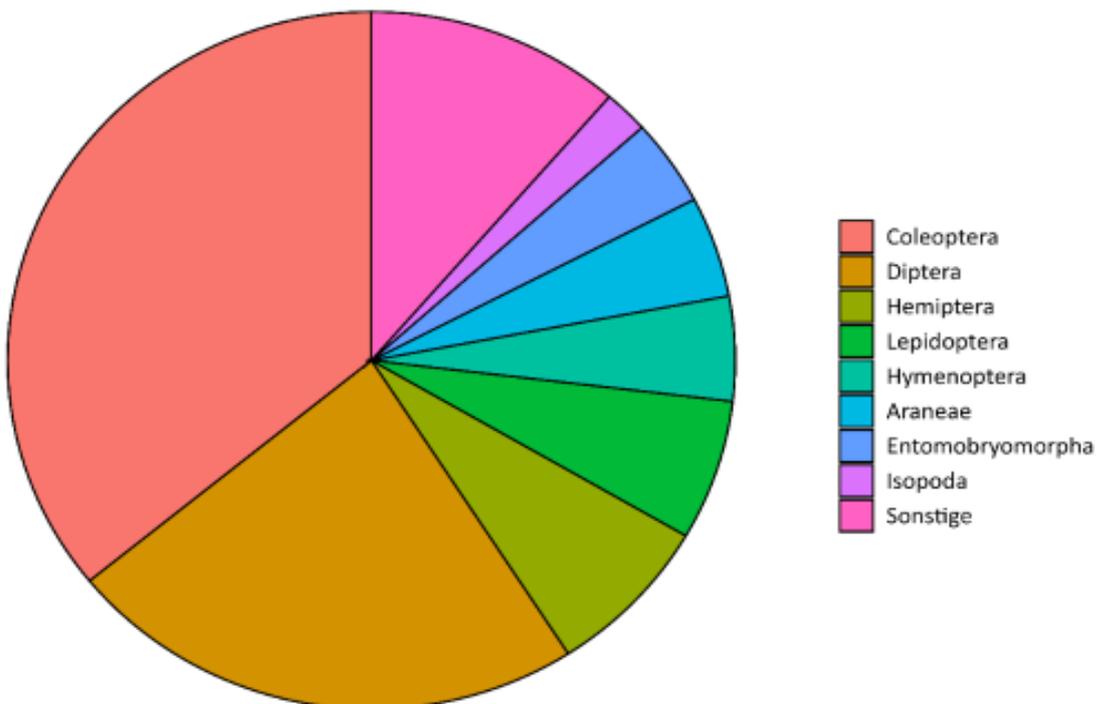


Abb. 19: Kreisdiagramm der anteiligen Verteilung der gefundenen Arten (n = 599) auf die verschiedenen taxonomischen Ordnungen. Ordnungen, die weniger als zwei Prozent der Arten ausmachten, wurden in der Gruppe „Sonstige“ zusammengefasst. (Grafik: L. Schröder)

Betrachtet man nun die Verteilung der Arten auf die verschiedenen Landnutzungstypen der Beprobung 2021 zeigt sich, dass die Feldraine im Durchschnitt mit 115 Arten die höchste Artenvielfalt aufzeigen und sich sogar höchst signifikant von den Äckern mit 68,8 Arten unterscheiden. Auch die Grünländer sind mit durchschnittlich 91,3 Arten artenreicher als die untersuchten Ackerflächen. Sie unterscheiden sich aber weder von den Feldrainen noch von den Äckern signifikant (Abb. 20). Diese Ergebnisse unterstreichen noch einmal die Bedeutung von Feldrainen als Lebensraum und Rückzugsort über die bereits im Kapitel 3.3.3 betrachteten Carabidae und Araneae hinaus (Thomas und Marshall 1999).

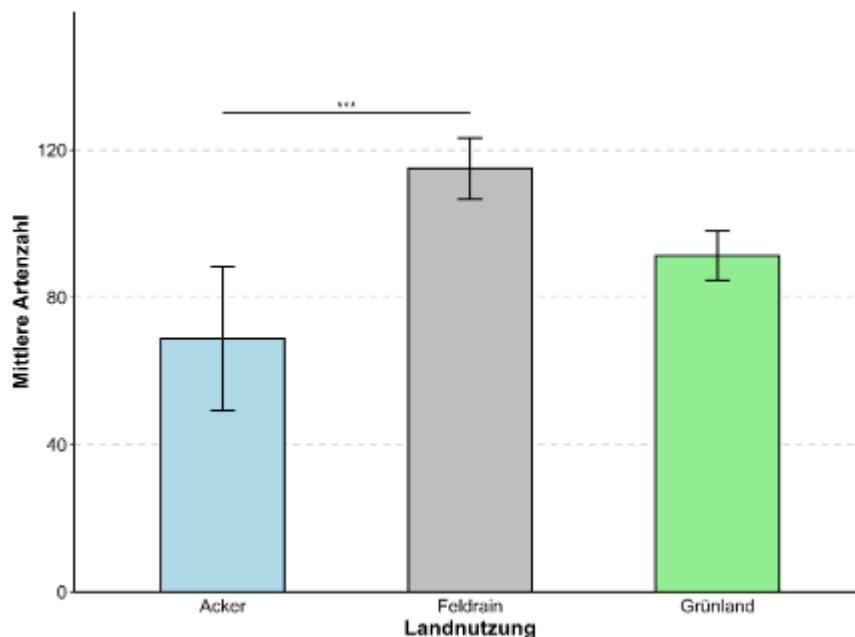


Abb. 20: Mittlere Artenzahl der untersuchten Landnutzungstypen Acker, Feldrain und Grünland. Die Fehlerbalken stellen die Standardabweichung dar. Signifikanzniveaus: * = $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$; *** = $p < 0,001$. (Grafik: L. Schröer)

Die Indikatorartenanalyse für die Bodenfalleninhalte ergab drei Indikatorarten mit einer Indikatorstärke über 0,85 (Tab. 19). *Cantharis rufa* gehört zu den Weichkäfern und stellt den einzigen Indikator für die Grünländer dar. Diese Art ist häufig an blühenden Gräsern und Kräutern anzutreffen und sowohl die am Boden lebenden Larven als auch die Imagines ernähren sich räuberisch. Bei genauer Betrachtung des Vorkommens im Datensatz zeigte sich, dass diese Art auf allen drei Grünländern und auf zwei Äckern in Baden-Württemberg vorkam. Dementsprechend wird sie innerhalb des Datensatzes aufgrund der Stetigkeit in den Grünländern als Indikatorart angegeben, obwohl die Autökologie keinen klaren Hinweis darauf gibt. *Drusilla canaliculata* (Staphylinidae) und *Forda marginata* (Aphidoidea) werden als Indikatoren für die Feldraine ausgegeben. *D. canaliculata* wurde bereits in anderen Studien besonders häufig in lange bestehenden Feldrainen nachgewiesen (Pywell et al. 2005). Die Blattlaus *F. marginata* ernährt sich von Pflanzensäften aus den Wurzeln verschiedener Gräser wie *Festuca rubra*, welches auf sechs Feldrainen nachgewiesen wurde. Außerdem steht sie in enger Verbindung mit der Ameise *Lasius flavus*, die ebenfalls auf fünf der neun untersuchten Feldraine gefunden wurde (Ivens et al. 2012). Die beiden Arten zeigen auf, dass in Feldrainen komplexe Beziehungen zwischen verschiedenen Pflanzen- und Tierarten vorkommen.

Tab. 19: Indikatorartenanalyse der Bodenfalleninhalte, die mittels Metabarcoding bestimmt wurden. Es wurden nur signifikante Arten ($p < 0,05$) mit einer Indikatorstärke $> 0,85$ berücksichtigt.

Art	Indikatorstärke	p-Wert	Landnutzungstyp
<i>Cantharis rufa</i>	0,94	0,0015	Grünland
<i>Drusilla canaliculata</i>	0,90	0,0001	Feldrain
<i>Forda marginata</i>	0,94	0,0001	Feldrain

Auch in der Hauptkomponentenanalyse (PCA) zeigt sich, dass die Feldraine mit großem Abstand die größten Unterschiede zwischen den Lebensgemeinschaften aufweisen (Abb. 21). Dies ist vermutlich auf das vielfältige Angebot von verschiedenen Mikrohabitaten zurückzuführen, wodurch verschiedene Nischen besetzt werden können und sich auch spezialisierte Arten auf diesen Standorten wiederfinden. Darüber hinaus werden unter dem Begriff „Feldrain“ sehr diverse Strukturen am Rand von Ackerflächen zusammengefasst, die sowohl in ihren Ausmaßen als auch in der dort wachsenden Vegetation verschieden sein können. Hauptsächlich grasige Flächen werden hier mit buschigen Bereichen und teils einzelnen Bäumen in einer Gruppe gesammelt betrachtet. Diese Strukturvielfalt gibt es in den hier betrachteten Grünländern, die als Futterwiesen oder direkt als Weide genutzt werden, und auch auf Ackerflächen im Allgemeinen nicht. Dadurch sinkt die Artenvielfalt auf diesen Flächen und die spezialisierten Arten fallen nach und nach weg. Letztlich bleiben vor allem generalistische Arten übrig, die nur wenige Ansprüche an ihren Lebensraum stellen (Mangels et al. 2017; Chisté et al. 2018).

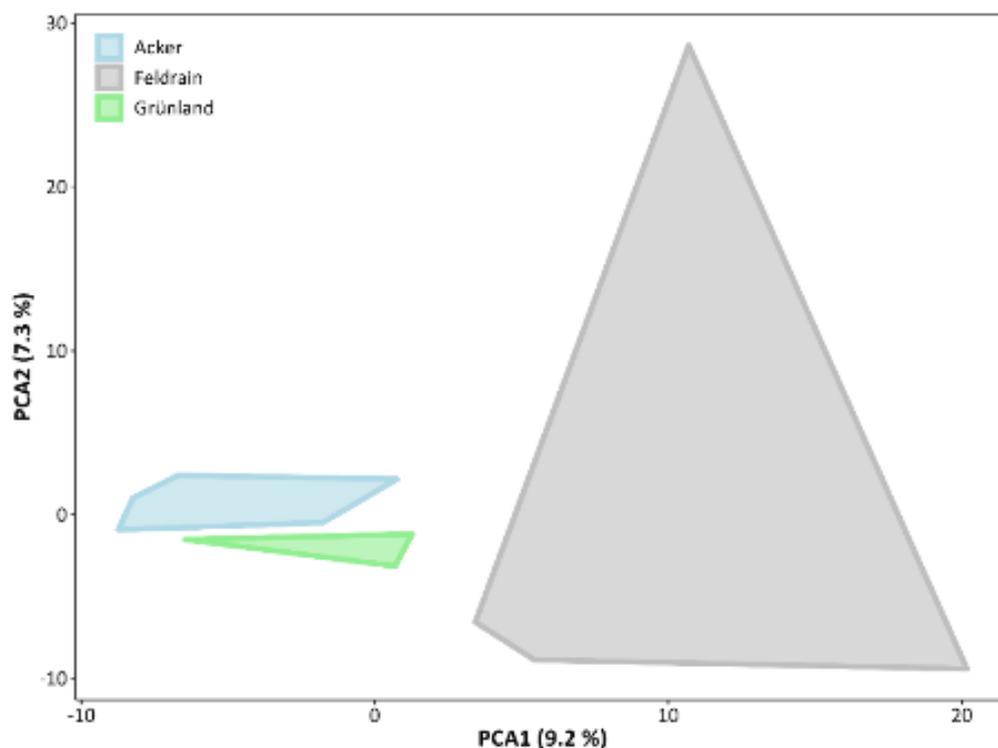


Abb. 21: Principal Component Analysis (PCA) der Präsenz-/Absenz-Daten der in den Bodenfallen enthaltenen Arten. (Grafik: L. Schröder)

3.3.5 Vergleich der angewandten Methoden

Die mit den klassischen Austreibungsmethoden gefangenen endogäischen Organismen, darunter Collembola, Oribatida und Lumbricidae, konnten durch eDNA-Analysen aus Bodenproben teilweise bestätigt oder erweitert werden. Im Durchschnitt wurden 55 % bis 78 % der morphologisch bestimmten Arten auch oder ausschließlich mittels eDNA nachgewiesen (Abb. 22). Besonders hervorzuheben sind die Oribatida, bei denen 40 % aller Arten ausschließlich mittels eDNA identifiziert wurden. Dies unterstreicht den hohen Mehrwert der DNA-basierten Analysen für diese Tiergruppe.

In den Beifängen aus den Bodenfallen wurden bei den Collembola 19 Arten, d. h. 30 % aller Collembolenarten, nachgewiesen, die mittels morphologischer Bestimmung nicht gefunden wurden. Im Gegensatz zu den Oribatida und Lumbricidae erscheint die Hinzunahme von Bodenfallen bei Collembola sinnvoll.

Im BioDivSoil-Projekt wurden etablierte Arthropoden-Primer verwendet. Bei der Nutzung von Lumbriciden-Primern wäre von größeren Überschneidungen zwischen den Methoden auszugehen. Dennoch wurde bereits jetzt keine Art ausschließlich über die morphologische Bestimmung nachgewiesen, was die Eignung DNA-basierter Methoden zur Erfassung der Lumbricidae stärkt.

Zur Erfassung epigäischer Bewohner, hier Carabidae und Araneae, eignen sich eDNA-Analysen aus Bodenproben nicht. Der Mehrwert von nur wenigen Arten steht in keinem Verhältnis zum zusätzlichen Aufwand der Probenahme und Analyse. Die Eignung des Metabarcodings der Bodenfallenbeifänge ist anhand der vorliegenden Daten kaum zu beurteilen, da in BioDivSoil adulte Carabidae und Araneae zuvor heraussortiert wurden.

Die fehlenden Muster bei der Analyse der endogäischen Organismen (Abb. 41, Abb. 43) konnten auch mit Hilfe der eDNA-Analysen nicht entdeckt werden (Abb. 17). Immerhin war es mit Hilfe der eDNA möglich, die Feldraine von Grünländern und Ackerflächen zu trennen. Diese zeigten jedoch große Überschneidungen in den Lebensgemeinschaften. Insgesamt waren die Muster in den Zönosen der Carabidae und Araneae deutlich klarer, alle drei Lebensraumtypen konnten voneinander getrennt werden (Abb. 12, Abb. 13). Die Bestätigung der Muster mittels der Metabarcoding-Analysen der Beifänge deutet an, dass Carabidae und Araneae zur Repräsentation der laufaktiven, epigäischen Arthropoden geeignet sind (Abb. 21). In Zukunft sollte mindestens im Offenland von dem bereits vorhandenen Wissen über diese Tiergruppen Gebrauch gemacht werden. Der Blick auf weitere Tiergruppen sollte jedoch ebenso intensiviert werden, um das Indikatorpotenzial der Carabidae und Araneae für die epigäische Biodiversität fundierter beurteilen zu können.

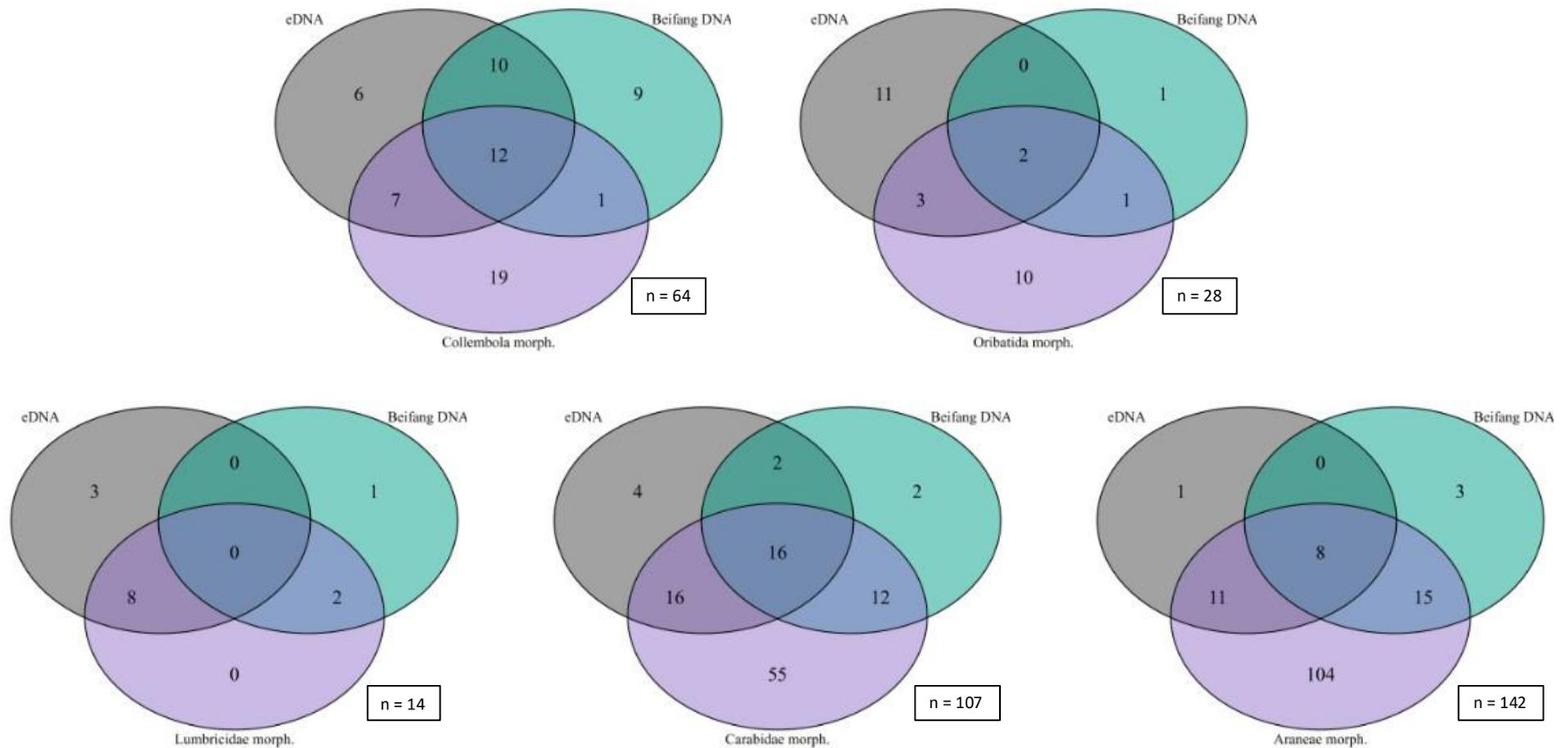


Abb. 22: Venn-Diagramme zum Vergleich der DNA-basierten Methoden. Jedes Diagramm enthält drei Komponenten, von denen zwei die eDNA-Analyse aus Bodenproben und das DNA-Metabarcoding der Bodenfallen-Beifänge darstellen. Ergänzt wird jedes Diagramm durch die Ergebnisse aus den morphologischen Bestimmungen der untersuchten Organismengruppen. Die Zahlen stellen nachgewiesene Arten dar. Bei der Interpretation der unteren drei Diagramme sind methodische Besonderheiten zu beachten (s. Kapitel 2.4.4). (Grafik: L. Schröer)

Betrachtet man die erhaltenen Arten über die fünf morphologisch bestimmten Gruppen hinaus, zeigt sich erst das Potenzial, das das Metabarcoding erschließen kann. Es erweitert das Spektrum der erfassbaren Arten um ein Vielfaches. So wurden durch die eDNA 178 Arten und durch die Analyse der Bodenfalleninhalte sogar 365 Arten hinzugewonnen, die exklusiv mit diesen Methoden nachgewiesen wurden. Dazu kommen 127 Arten, die mit beiden DNA-Methoden gefunden werden konnten. Weiterhin ist zu erwarten, dass die Anzahl der exklusiv morphologisch bestimmten (eher) epigäischen Gruppen ($n = 159$ Arten) deutlich geringer ausfällt, wenn diese nicht vor der DNA-Extraktion aus den Bodenfalleninhalten entfernt werden (Tab. 20).

Tab. 20: Übersicht der gefundenen Gesamtartenzahl der jeweiligen morphologischen Bestimmungen und Metabarcoding-Methoden. Die morphologische Bestimmung endogäischer Gruppen umfasst die Taxa Collembola, Oribatida und Lumbricidae. Bei den epigäischen Taxa handelt es sich um Carabidae und Araneae. Beim Metabarcoding wurden neben den fünf morphologisch bestimmten Gruppen auch alle anderen Arthropoden inkludiert.

	Gesamtartenzahl	Exklusiv mit dieser Methode nachgewiesen
Morph. Bestimmung (eher) endogäischer Gruppen	65	29
Morph. Bestimmung (eher) epigäischer Gruppen	237	159
eDNA-Analyse aus Bodenproben	426	178
Metabarcoding der Beifänge aus Bodenfallen	599	365

Zusammengefasst birgt jede der Methoden einen Mehrwert für das Monitoring der Bodenbiodiversität. Der Einsatz hängt stark von den jeweiligen Zielorganismen ab. DNA-basierte Analysen zeigen ihr Potenzial, was langfristig für die Bearbeitung organischer Sammelproben mittels DNA-Metabarcoding spricht. Aktuell können die molekularbiologischen Methoden jedoch nur ergänzend und nicht als Ersatz für taxonomische Bestimmungen fungieren (s. Kapitel 5.1). Auch wenn zukünftig nahezu vollständige Artenlisten erstellt werden können, bedarf es weiterhin Expert*innen für die entsprechenden taxonomischen Gruppen, um die Ergebnisse ökologisch validieren und einordnen zu können.

3.4 Biodiversitätsmuster im biologischen und konventionellen Landbau (Probenahme 2023)

Aufbauend auf den Ergebnissen aus dem ersten Versuchsjahr wurden 2023 Ackerflächen in biologisch, d. h. ohne Einsatz von synthetischen Chemikalien, und konventionell klassifiziert und dementsprechend verglichen. Die Ergebnisse sind im Folgenden dargestellt.

3.4.1 Analyse der epigäischen Arthropoden – Carabidae und Araneae

Im Jahr 2023 wurden insgesamt 8.279 Carabidae aus 63 Arten sowie 3.896 Araneae aus 41 Arten gefangen. Acht Carabiden- und zwei Araneenarten befinden sich auf der Roten Liste, weitere drei Araneenarten sind nicht gelistet. An dieser Stelle sei betont, dass alle Schlussfolgerungen sich ausschließlich auf die betrachteten Gruppen der Carabidae und Araneae, allenfalls weitere Prädatorgruppen, beziehen. Bei Betrachtung anderer funktionaler Taxa, z. B. Bestäuber wie Bienen oder Schwebfliegen, ist mit abweichenden Ergebnissen zu rechnen, da diese von anderen Faktoren stärker beeinflusst werden als die Prädatoren.

Tab. 21: Übersicht über die im Untersuchungsjahr 2023 nachgewiesenen Rote-Liste (RL)-Arten der Carabidae (C) und Araneae (A), sowie die Standorte, an denen sie gefangen wurden.

Art	Taxono. Gruppe	RL-Status	Standorte
<i>Amara eurynota</i>	C	3	BBO
<i>Calathus ambiguus</i>	C	3	LRB
<i>Cicindela campestris</i>	C	V	BB1
<i>Diachromus germanus</i>	C	V	BBW, LAB
<i>Harpalus attenuatus</i>	C	D	LRB
<i>Ophonus laticollis</i>	C	3	LWB
<i>Parophonus maculicornis</i>	C	3	AWi, BBO, BBW, KGB, LAB, LEB, LRB
<i>Zabrus tenebrioides</i>	C	V	BB3, BBO, KEK, KWK
<i>Diplocephalus graecus</i>	A	-	AAB, BBO, LAB, LEB, LRB
<i>Micaria micans</i>	A	-	BBW
<i>Ozyptila simplex</i>	A	3	KAB, KGB, KGK, KWB, KWK
<i>Pardosa tenuipes</i>	A	-	AAB, ALU, AWB, AWi, AZ2, AZ3, AZ4, BB1, BB3, BBO, BBW, LWB
<i>Xysticus acerbus</i>	A	V	BBO, BBW

Die Individuenzahlen zeigten nur bei den Araneae zwischen Ackerbrachen und konventioneller Bewirtschaftung einen signifikanten Unterschied (Abb. 23). Auffällig waren die enormen Standardabweichungen auf den Ackerbrachen bei den Carabidae und innerhalb der biologischen und konventionellen Bewirtschaftung bei den Araneae. Dieses Ergebnis könnte auf große Heterogenität hinsichtlich der beeinflussenden Standortbedingungen oder eine Senkenfunktion für generalistische Arten, welche zu wenig stabilen Interaktionen führt, hindeuten. Der signifikante Unterschied zwischen Brachen und konventioneller Bewirtschaftung in den Individuenzahlen der Araneae indiziert, dass diese möglicherweise sensibler auf die Folgen intensiver Landnutzung reagieren. Die Araneae zeigten die geringste Diversität auf konventionell bewirtschafteten Flächen und wiesen über die biologischen Flächen hin zu den Ackerbrachen einen signifikanten Anstieg der Artenzahl auf. Die funktionale Diversität, abgebildet durch die Functional Richness (FRic) zeigte bei den Araneae jedoch keine signifikanten Unterschiede und war stattdessen in allen Bewirtschaftungstypen auf einem ähnlichen Niveau. Die Carabidae wiesen keine signifikanten Unterschiede in der Artenzahl auf. Im Gegensatz zu den Araneae zeigten die Carabidae jedoch einen signifikanten Unterschied in der Funktionalität (FRic) zwischen konventionellen Flächen und Ackerbrachen. Diese Ergebnisse verdeutlichen, dass Artenvielfalt und funktionale Diversität nicht notwendigerweise miteinander korrelieren und zeigt erneut die unterschiedliche Reaktion von Carabidae und Araneae auf die Bewirtschaftungsformen.

Die geringere Diversität der Araneae auf konventionellen Flächen könnte auf den intensiveren Eingriff in die Lebensraumstrukturen und die Homogenisierung der Vegetation zurückzuführen sein, was die Verfügbarkeit von Nischen und Beutetieren einschränkt. Der signifikante Anstieg der Artenzahl auf biologisch bewirtschafteten Flächen und Ackerbrachen deutet darauf hin, dass reduzierte Eingriffe und eine vielfältigere Habitatstruktur förderlich für Araneengemeinschaften sind (Knapp und Řezáč 2015; Gallé et al. 2018). Die fehlenden Unterschiede in der funktionalen Diversität zwischen den Bewirtschaftungstypen zeigen jedoch, dass die Araneae ähnliche funktionelle Rollen in allen Bewirtschaftungsformen einnehmen. Bei den Carabidae spiegelt der beobachtete Anstieg der Diversität von konventionellen zu biologischen Flächen und Ackerbrachen die zunehmende Habitatvielfalt und Ressourcenverfügbarkeit wider, die mit extensiverer Bewirtschaftung einhergeht. Der signifikante Unterschied in der Funktionalität zwischen konventionellen Flächen und Ackerbrachen zeigt außerdem, dass Carabidengemeinschaften in weniger intensiven Lebensräumen nicht nur leicht artenreicher, sondern auch funktionell vielfältiger sind. Dies deutet darauf hin, dass Ackerbrachen spezifische Nischen für funktionell unterschiedliche Arten bieten, die auf konventionellen Flächen fehlen. Zusammenfassend verdeutlichen diese Ergebnisse, dass Ackerbrachen und biologisch bewirtschaftete Flächen eine entscheidende Rolle bei der Erhaltung der ökologischen Vielfalt spielen. Die nachgewiesenen Unterschiede unterstreichen die Bedeutung von biodiversitätsfördernden Maßnahmen wie der Schaffung und Erhaltung von Strukturelementen sowie der Förderung nachhaltiger Bewirtschaftungsweisen.

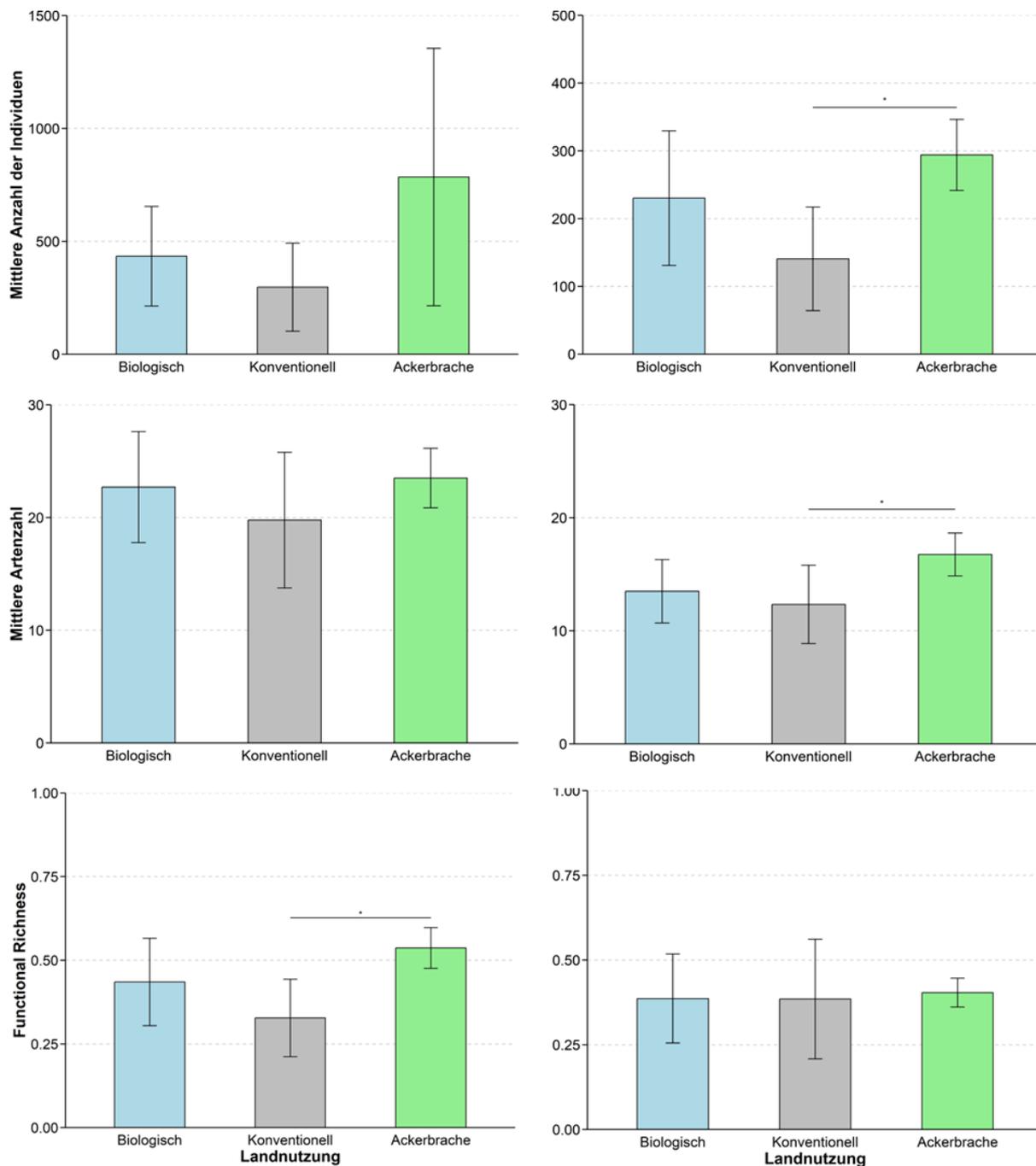


Abb. 23: Individuen- und Artenzahlen sowie Functional Richness (FRic) von Carabidae (links) und Araneae (rechts) in den drei Landnutzungen. Signifikanzniveaus: * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$, *** = $p < 0,001$ (Grafik: L. Stratemann)

Carabidae

Die Carabidae zeigten insgesamt acht Indikatorarten, wobei auf den konventionellen Flächen keine einzige nachgewiesen wurde, auf den biologischen Flächen immerhin zwei (Tab. 22). Die restlichen Arten entfielen auf die Ackerbrachen, was erneut deren Bedeutung für den Erhalt der Artenvielfalt betont. Ackerbrachen bieten eine größere Habitatvielfalt durch sukzessive Vegetationsentwicklung und geringeren Störungsdruck, was zur Ansiedlung und Etablierung von Arten mit spezifischen ökologischen Ansprüchen beiträgt (Toivonen 2016). Diese Lebens-

räume können als Refugien fungieren, in denen Arten erhalten bleiben, die in intensiv genutzten Landschaften keinen geeigneten Lebensraum mehr finden. Solche Refugialräume tragen wesentlich zum Erhalt der funktionalen und genetischen Vielfalt in Agrarlandschaften bei. Der vollständige Mangel an Indikatorarten auf konventionellen Flächen zeigt, dass diese durch eine homogenisierte Struktur und intensive Bewirtschaftung weniger Nischen und Ressourcen für charakteristische Arten bieten. Die Identifizierung von zwei Indikatorarten auf biologischen Flächen deutet darauf hin, dass eine geringere Intensität und nachhaltigere Bewirtschaftungspraktiken erste positive Effekte auf die Artenvielfalt haben können. Dennoch bleibt ihre Funktion als Indikatorhabitat im Vergleich zu Ackerbrachen eingeschränkt, was die Notwendigkeit ergänzender Maßnahmen wie die Integration von strukturreichen Landschaftselementen und gezielt angepassten Bewirtschaftungsformen verdeutlicht.

Tab. 22: Indikatorartenanalyse der Carabidengemeinschaft in den drei verschiedenen Bewirtschaftungsformen. Es wurden nur Arten mit einem Indikatorwert von mehr als 0,80 berücksichtigt.

Art	Indikatorstärke	p-Wert	Gruppe
<i>Ophonus ardosiacus</i>	1	0,0004	Ackerbrache
<i>Harpalus distinguendus</i>	0,99	0,0005	Ackerbrache
<i>Amara aenea</i>	0,88	0,0171	Ackerbrache
<i>Amara aulica</i>	0,86	0,003	Ackerbrache
<i>Harpalus rufipes</i>	0,86	0,0109	Ackerbrache
<i>Harpalus affinis</i>	0,84	0,0056	Ackerbrache
<i>Anchomenus dorsalis</i>	0,85	0,0029	Biologisch
<i>Asaphidion flavipes</i>	0,84	0,0234	Biologisch

Die Carabidae wiesen in einer kanonischen Korrespondenzanalyse große Ähnlichkeiten in der Artenzusammensetzung zwischen konventionellen und biologischen Flächen auf (Abb. 24). Beide Bewirtschaftungsformen beherbergten vor allem Prädatoren, wohingegen auf den Ackerbrachen eher polyphage Arten nachgewiesen wurden. Außerdem wurden auf den Ackerbrachen mehr makroptere, d. h. geflügelte, Arten mit einer stenöken Lebensweise nachgewiesen. Große Arten, die als adulte Tiere überwintern, waren, ebenso wie sehr kleine, eher auf den Ackerflächen beheimatet. Im Hinblick auf die Analysen im vorherigen Kapitel (s. Kapitel 3.3.3) sind Ackerbrachen also klar von genutzten Ackerflächen zu unterscheiden, weisen jedoch nach wie vor Traitkombinationen auf, die auf Landschaftsebene eher in den Bereich der Ackerflächen als in den des Grünlandes fallen (vgl. Abb. 12).

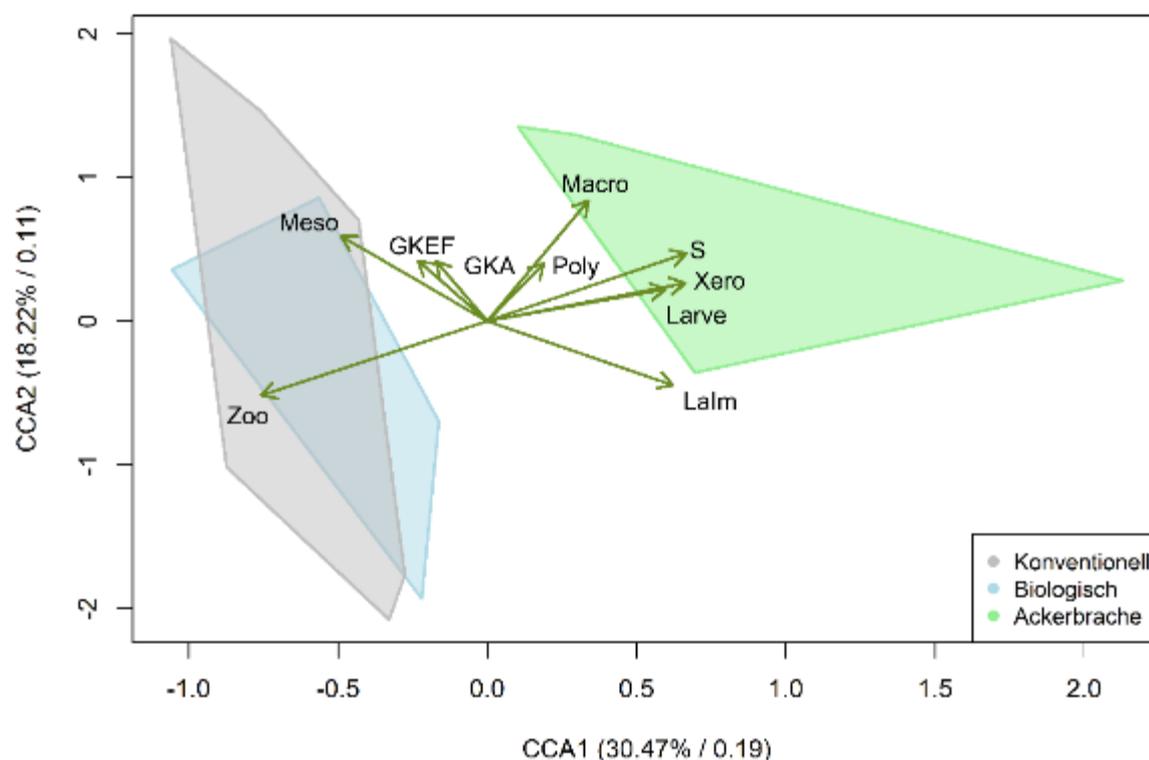


Abb. 24: Kanonische Korrespondenzanalyse der Carabidengemeinschaft: Meso: Mesophil, Zoo: Zoophag, Lalm: Überwinterung als Larve oder Imago, Larve: Überwinterung als Larve, Xero: Xerophil, S: Stenök, Poly: Polyphag, Macro: Makropter, GKA: Größenklassen A, GKEF: Größenklassen E und F (Grafik: L. Stratemann)

Die Ähnlichkeiten in der Artenzusammensetzung zwischen konventionellen und biologischen Flächen weisen darauf hin, dass trotz der ökologischen Vorteile biologischer Bewirtschaftung die Habitatbedingungen in beiden Formen aufgrund der Intensität der Landnutzung homogenisiert werden. Der höhere Anteil an Prädatoren in diesen Lebensräumen könnte mit der offenen Vegetationsstruktur und der geringeren Habitatkomplexität zusammenhängen, die phytophagen Arten die Nahrungsgrundlage nimmt und die Jagd auf Bodenorganismen erleichtert. Die erhöhte Präsenz makropterer, geflügelter Arten mit eher stenöken Lebensweisen auf Ackerbrachen zeigt, dass diese Lebensräume nicht nur für Arten geeignet sind, die spezielle Umweltbedingungen benötigen, sondern auch für solche, die eine hohe Mobilität besitzen und daher die Konnektivität in der Landschaft fördern können. Diese Kombination aus spezialisierter und mobiler Artenvielfalt unterstreicht die Multifunktionalität von Ackerbrachen. Zusammenfassend verdeutlicht die Analyse, dass ein diversifiziertes Management, das verschiedene Bewirtschaftungsformen und naturnahe Elemente kombiniert, die funktionale und taxonomische Vielfalt von Carabidengemeinschaften fördern kann. Diese Maßnahmen tragen nicht nur zum Erhalt der Biodiversität bei, sondern sichern auch wesentliche Ökosystemleistungen, die für nachhaltige Agrarlandschaften unverzichtbar sind.

Araneae

Auch die Araneae zeigten keine Indikatorarten auf konventionell bewirtschafteten Flächen und mit *Erigone dentipalpis* nur eine äußerst stresstolerante Art für die biologischen Äcker (Tab. 23) (Platen und von Broen 2005). Weitere sieben, auch eher generalistische, Arten indizierten für die Ackerbrachen als Nutzungstyp. Diese Ergebnisse ähnelten stark denen der Carabidengemeinschaft und betonten abermals die Auswirkungen einer hohen Nutzungsintensität auf die Artengemeinschaft (Gallé et al. 2019).

Die kanonische Korrespondenzanalyse zeigte vor allem eine enorme Streuung der biologisch bewirtschafteten Flächen (Abb. 25). Dies weist auf äußerst unterschiedliche Lebensgemeinschaften hin, welche womöglich durch Unterschiede in der Strukturierung der Standorte zustande kommen. Außerdem werden die Muster aus Kapitel 3.3.3 größtenteils bestätigt. Auf den Ackerflächen traten Arten auf, die ein hohes Verbreitungspotenzial aufweisen, sowie eher kleine, Raumnetz-bauende Arten, die teilweise eine Waldbindung zeigen. Auf Ackerbrachen hingegen wurden größere Araneae mit zwar geringerem Verbreitungspotenzial, jedoch auch Waldbindung nachgewiesen. Diese Ergebnisse betonen vor allem die Heterogenität innerhalb der Ackerflächen, was verdeutlicht, dass eine grobe Einteilung in konventionell und biologisch bewirtschaftet für diese Artengruppe nur bedingt sinnvoll ist. Die Unterschiede, die aufgrund dieser beiden verschiedenen Bewirtschaftungsmethoden entstehen, wirken sich nicht automatisch positiv auf Araneae aus. Es muss differenzierter betrachtet werden, welche Maßnahmen konkret angewandt werden und welchen Einfluss diese auf die Lebensgemeinschaft ausüben. Grundsätzlich bieten Standorte mit einer erhöhten Vegetationsstruktur den Araneae mehr Möglichkeiten zur Besetzung ökologischer Nischen und somit zur Erhöhung der Diversität und ökosystemaren Stabilität. Dies wird auf den Ackerbrachen deutlich, welche hinsichtlich ihres Artinventars klar von den bewirtschafteten Äckern getrennt sind. Auch ausgewählte Ackerstandorte, auf denen Araneae nachgewiesen wurden, die Raumnetze bauen, könnten eine ausgeprägtere Vegetationsstruktur aufweisen. Dies betrifft jedoch konventionelle ebenso wie auch biologische Flächen.

Tab. 23: Indikatorartenanalyse der Araneengemeinschaft in den drei verschiedenen Bewirtschaftungsformen. Es wurden nur Arten mit einem Indikatorwert von mehr als 0,80 berücksichtigt.

Art	Indikatorstärke	p-Wert	Gruppe
<i>Pardosa agrestis</i>	0,94	0,0003	Ackerbrache
<i>Xysticus kochi</i>	0,92	0,0006	Ackerbrache
<i>Pardosa prativaga</i>	0,90	0,0144	Ackerbrache
<i>Drassyllus pusillus</i>	0,84	0,0129	Ackerbrache
<i>Diplostyla concolor</i>	0,84	0,0168	Ackerbrache
<i>Trochosa ruricola</i>	0,83	0,0028	Ackerbrache
<i>Alopecosa cuneata</i>	0,83	0,004	Ackerbrache
<i>Erigone dentipalpis</i>	0,90	0,0004	Biologisch

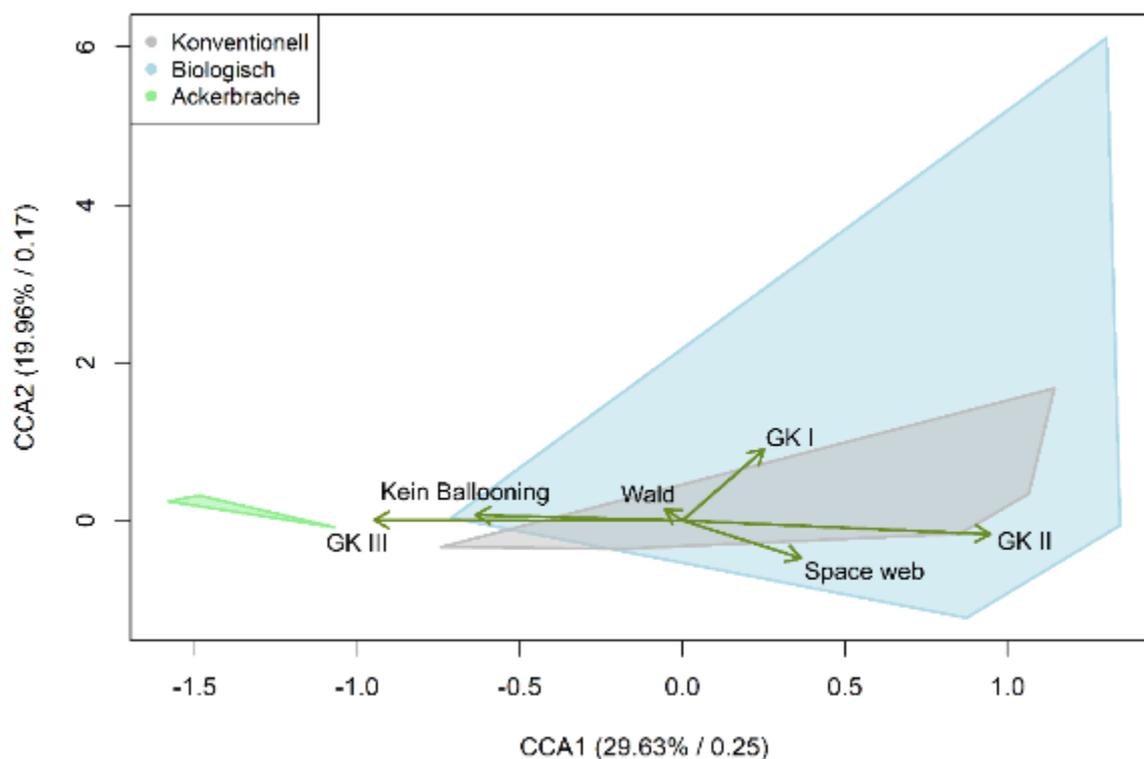


Abb. 25: Kanonische Korrespondenzanalyse der Araneengemeinschaft: GK I-III: Größenklassen I- III, Wald: Arten mit Waldbindung. Space web: Raumnetz. „Kein Ballooning“ beschreibt Spinnenarten, die im adulten Stadium kein Ballooning betreiben. (Grafik: L. Stratemann)

3.4.2 DNA aus Bodenproben und Bodenfalleninhalten

Neben der Betrachtung der beiden epigäischen Gruppen von Carabidae und Araneae erfolgte auch im Versuchsjahr 2023 durch den Einsatz des Metabarcodings eine vollständigere Betrachtung der Arthropoden-Gesellschaft an den beprobten Standorten. Wie für das Versuchsjahr 2021 gilt, dass nur die Sequenzen in die Auswertungen mit einfließen, die einer Art mit mindestens 85 %iger Sicherheit zugeordnet werden konnten und zur Gruppe der Arthropoden oder der Familie der Lumbricidae gehören. Die Analyse wurde mit Präsenz-/Absenz-Daten durchgeführt.

Environmental DNA aus Bodenproben

Im Probenjahr 2023 wurden mittels environmental DNA insgesamt 194 Arten gefunden, von denen die Klasse der Insecta mit 145 Arten mehr als dreiviertel der Gesamtartenzahl stellt. Ansonsten machen nur noch die Collembola, Arachnida und Clitellata mit 19, 19 und 5 Arten mehr als zwei Prozent der Arten aus ().

Bei der Betrachtung der taxonomischen Ordnungen zeigt sich im Vergleich zum Jahr 2021 ein leicht verändertes Bild. Die Diptera stellen nun mit 58 Arten den größten Anteil der Artzusammensetzung, dicht gefolgt von den Coleoptera mit 51 Arten. Die Lepidoptera stellen mit 17 Arten einen geringfügig größeren Anteil als die Entomobryomorpha und die Hymenoptera mit 13 bzw. 12 Arten (Abb. 27).

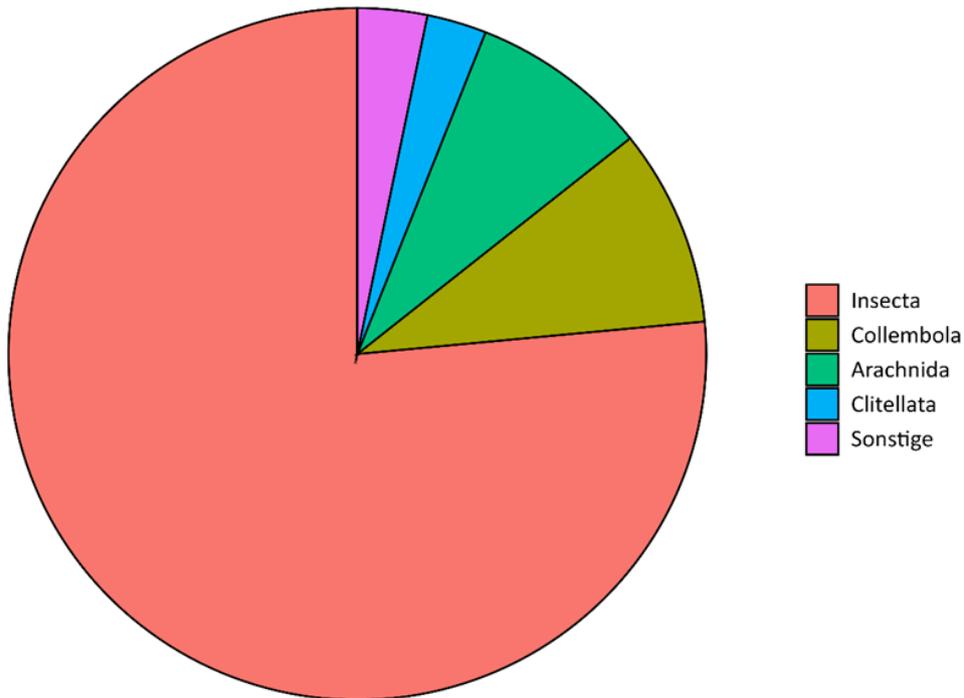


Abb. 26: Kreisdiagramm der Verteilung der gefundenen Arten (n = 194) auf die verschiedenen taxonomischen Klassen. Klassen, die weniger als zwei Prozent der Arten ausmachten, wurden in der Gruppe „Sonstige“ zusammengefasst. (Grafik: L. Schröder)

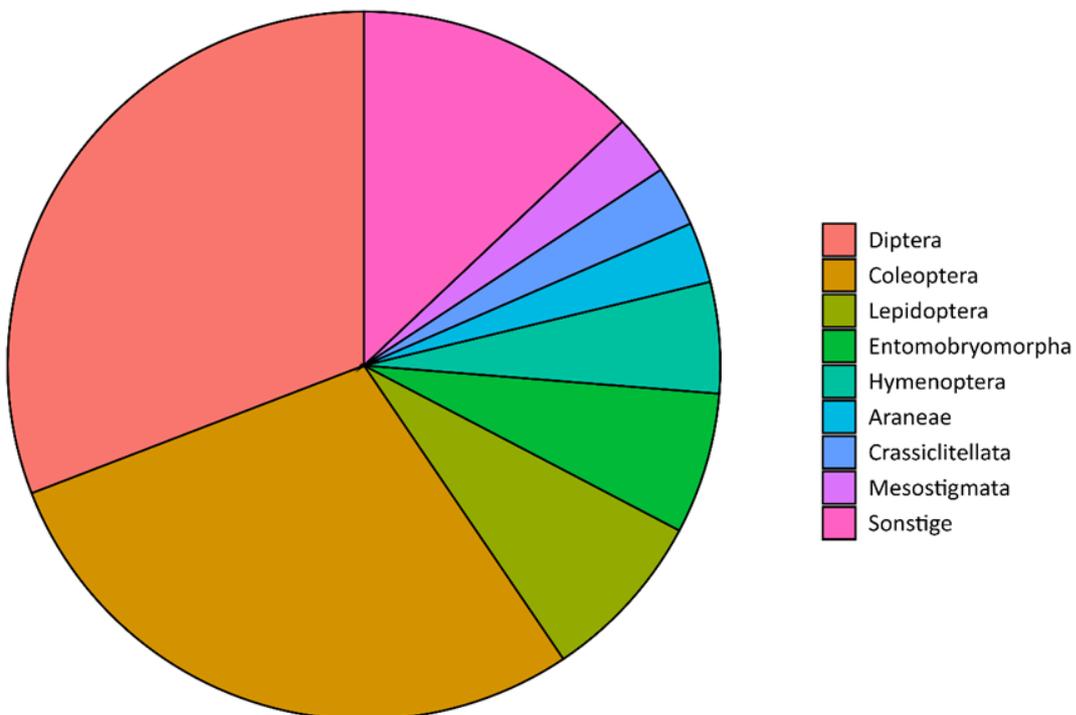


Abb. 27: Kreisdiagramm der anteiligen Verteilung der gefundenen Arten (n = 194) auf die verschiedenen taxonomischen Ordnungen. Ordnungen, die weniger als zwei Prozent der Arten ausmachten, wurden in der Gruppe „Sonstige“ zusammengefasst. (Grafik: L. Schröder)

Zwischen den verschiedenen Landnutzungstypen zeigte sich, dass die biologisch bewirtschafteten Flächen mit durchschnittlich 40 gefundenen Arten mehr aufweisen als die konventionellen Flächen oder die Ackerbrachen mit 29 bzw 25,5 Arten. Zu den Ackerbrachen lag sogar ein signifikanter Unterschied ($p < 0,05$) vor (Abb. 28). Das ähnliche Niveau der Artenzahlen der Ackerbrachen im Vergleich zu den konventionell bewirtschafteten Flächen könnte noch auf die vormalige Bewirtschaftung zurückzuführen sein. Die im Boden befindlichen Organismen verfügen über ein geringeres Ausbreitungspotenzial als Carabidae und Araneae, sodass die Folgen der intensiven Bewirtschaftung und die damit verbundene Erholung einen längeren Zeitraum in Anspruch nimmt. Die höheren Artenzahlen auf den biologisch bewirtschafteten Flächen könnten unter anderem aus den Maßnahmen zur Humuserhaltung und reduzierter Toxizität aus Pestizidnutzung auf diesen Flächen resultieren.

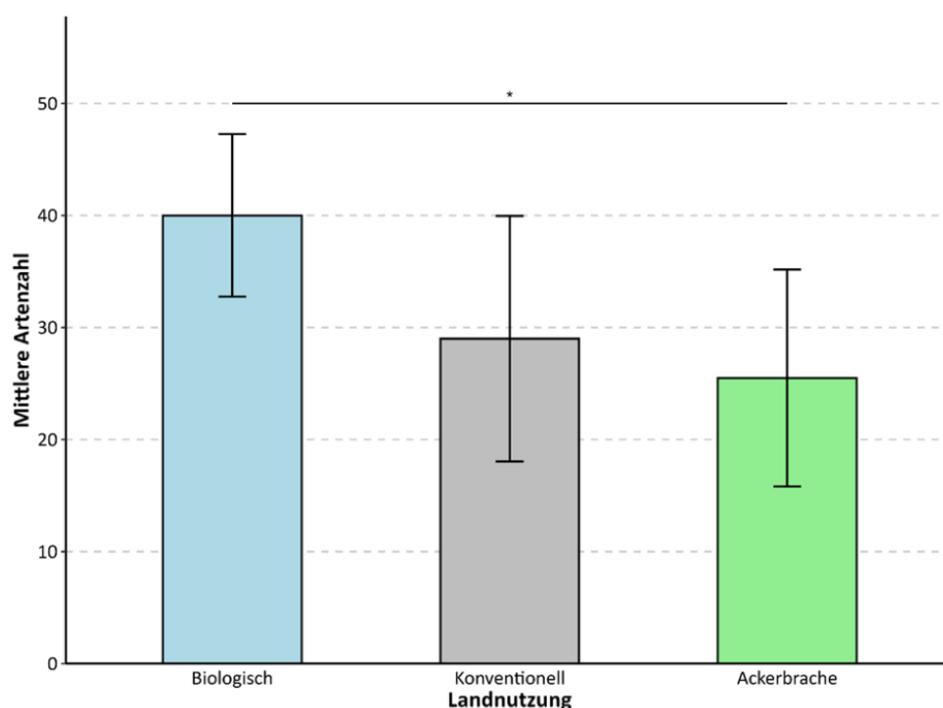


Abb. 28: Mittlere Artenzahl der untersuchten Landnutzungstypen. Die Fehlerbalken stellen die Standardabweichung dar. Signifikanzniveaus: * = $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** = $p < 0,001$ (Grafik: L. Schröer)

Die Indikatoranalyse der im Jahr 2023 untersuchten eDNA ergab nur eine Indikatorart (Indikatorstärke: 0,84; p-Wert: 0,0047) für die biologisch bewirtschafteten Flächen. Bei *Corynoptera perpuzilla* handelt es sich um eine Trauermücke (Sciaridae), die auch in anderen Studien auf Ackerflächen nachgewiesen wurde (Nielsen und Nielsen 2004). Die meisten Sciariden ernähren sich im Larvalstadium saprophag und sind somit abhängig von sich zersetzendem organischem Material, welches auf den biologisch bewirtschafteten Äckern häufig eine besondere Beachtung in den Bewirtschaftungsvorschriften findet (Hövemeyer 1999).

Bei Betrachtung der PCA der eDNA, die im Untersuchungsjahr 2023 gewonnen wurde, zeigt sich eine große Varianz der Artengemeinschaft an den biologisch bewirtschafteten Standorten (Abb. 29). Außerdem gibt es eine Überschneidung mit den Standorten der konventionellen Ackerflächen. Die Ackerbrachen gruppieren sich sehr eng beieinander am sich überlagerndem Bereich der beiden anderen Standortgruppen. Dies zeigt zwischen den verschiedenen Ackerbrachen eine geringere Schwankung der Artenzusammensetzung als in den jeweiligen Gruppen der aktiv bewirtschafteten Flächen. Daraus lässt sich ableiten, dass auf Äckern eine Vielzahl von Faktoren auf die Zusammensetzung der Fauna einwirken. Auch hier ist die Einteilung in biologisch und konventionell, wie in Kapitel 3.4.1, zu grob, um eine Aussage über die einzelnen Bewirtschaftungspraktiken zu treffen.

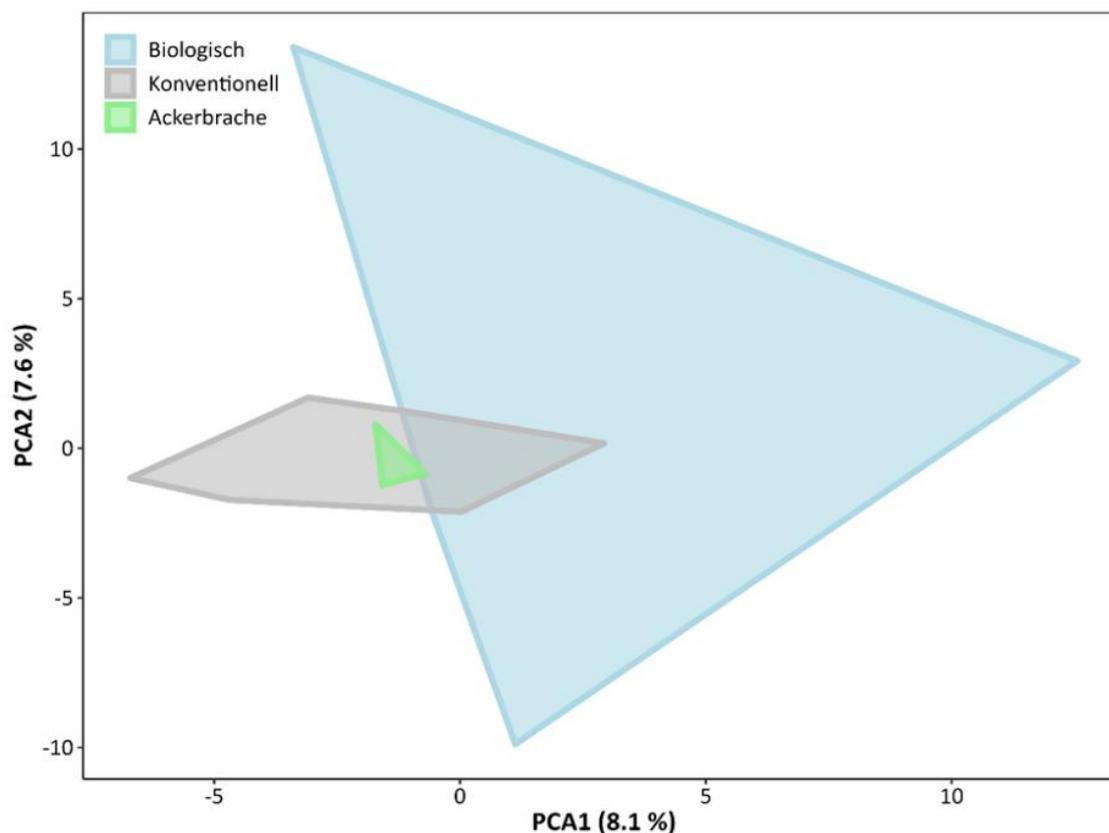


Abb. 29: Principal Component Analysis (PCA) der Präsenz-/Absenz-Daten der aus der Analyse der environmental DNA enthaltenen Arten (Grafik: L. Schröder)

Epigäische Biodiversität – DNA-Metabarcoding von Bodenfallenbeifängen

Das Metabarcoding der Bodenfalleninhalte ergab im Jahr 2023 insgesamt 506 Arten. Den absoluten Großteil dieser Arten stellte mit 408 die Klasse der Insecta. Daneben machten nur die Arachnida und Collembola mit 43 und 30 Arten mehr als zwei Prozent der Gesamtartenzahl aus (Abb. 30).

Innerhalb der jeweiligen Ordnungen dominierten erneut die Coleoptera und Diptera mit 173 bzw. 118 Arten. Mit den Hemiptera und Hymenoptera folgen zwei weitere Insektenordnungen mit 48 und 37 Arten, bevor mit den Araneae mit 24 Arten eine Ordnung außerhalb der Insekten auftritt (Abb. 31).

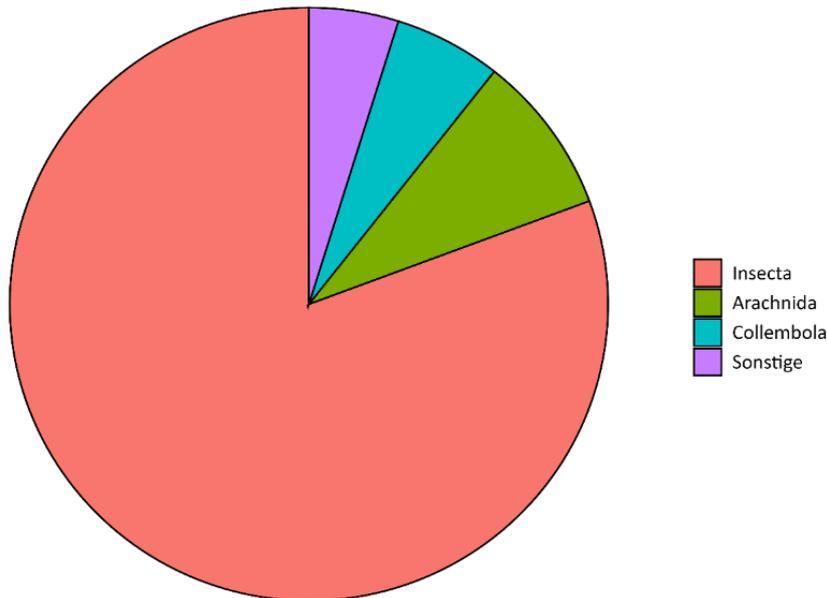


Abb. 30: Kreisdiagramm der anteiligen Verteilung der gefundenen Arten ($n = 506$) auf die verschiedenen taxonomischen Klassen. Klassen, die weniger als zwei Prozent der Arten ausmachten, wurden in der Gruppe „Sonstige“ zusammengefasst. (Grafik: L. Schröder)

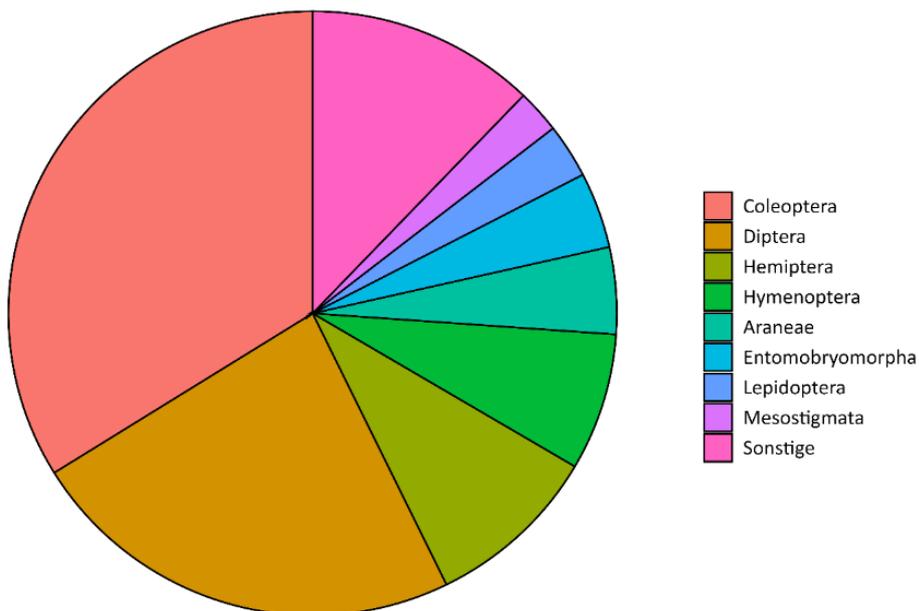


Abb. 31: Kreisdiagramm der anteiligen Verteilung der gefundenen Arten ($n = 506$) auf die verschiedenen taxonomischen Ordnungen. Ordnungen, die weniger als zwei Prozent der Arten ausmachten, wurden in der Gruppe „Sonstige“ zusammengefasst. (Grafik: L. Schröder)

Die durchschnittlichen Artenzahlen in den untersuchten Landnutzungstypen sind alle auf einem ähnlichen Niveau. Die biologisch bewirtschafteten Flächen stellen durchschnittlich 127,8 Arten gefolgt von den Ackerbrachen mit 126,3 Arten und den konventionellen Ackerflächen mit 123,3 Arten (Abb. 32).

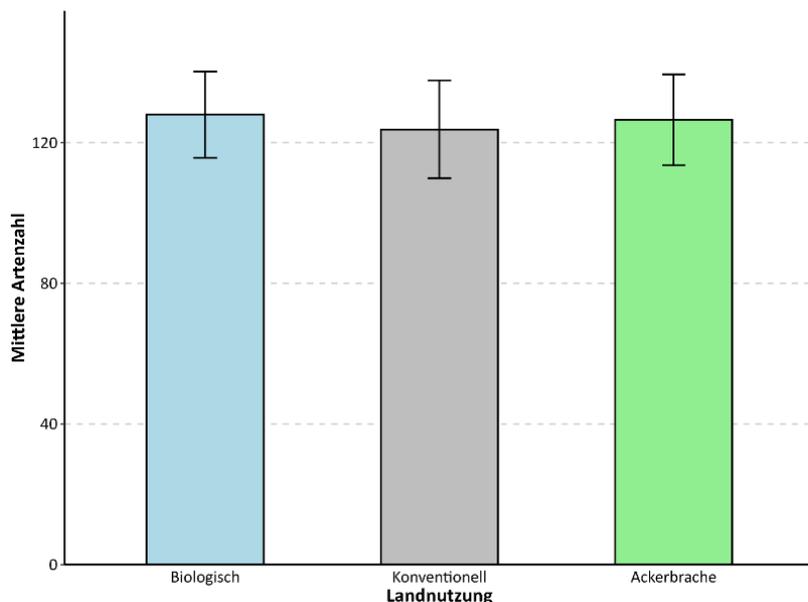


Abb. 32: Mittlere Artenzahl der untersuchten Landnutzungstypen Biologisch. Die Fehlerbalken stellen die Standardabweichung dar. Signifikanzniveaus: * = $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** = $p < 0,001$ (Grafik: L. Schröder)

Die Indikatorartenanalyse der Bodenfalleninhalte aus dem Untersuchungsjahr 2023 ergab ausschließlich Indikatoren für die Ackerbrachen (Tab. 24). Mit Ausnahme von *Octolasion tyrtaeum* handelt es sich um epigäisch lebende Arten, die über ein höheres Ausbreitungspotenzial verfügen und brachliegende Flächen somit schneller wieder besiedeln können (Perner und Malt 2003). Dies zeigt sich auch in den vorherigen Indikatorartenanalysen, da für die Carabidae und Araneae ebenfalls viele Indikatorarten für diesen Standorttypen gefunden wurden, während dies für die eDNA nicht der Fall war.

Tab. 24: Indikatorartenanalyse der Bodenfalleninhalte aus dem Untersuchungsjahr 2023. Es wurden nur signifikante Arten ($p < 0,05$) mit einer Indikatorstärke $> 0,8$ berücksichtigt.

Art	Tax. Familie	Indikatorstärke	p-Wert	Gruppe
<i>Aphrodes bicincta</i>	Cicadellidae	1	0,0001	Ackerbrache
<i>Xantholinus elegans</i>	Staphylinidae	0,95	0,0004	Ackerbrache
<i>Trochosa ruricola</i>	Lycosidae	0,91	0,0005	Ackerbrache
<i>Callicerus rigidicornis</i>	Staphylinidae	0,87	0,002	Ackerbrache
<i>Octolasion tyrtaeum</i>	Lumbricidae	0,87	0,0026	Ackerbrache
<i>Cantharis livida</i>	Cantharidae	0,81	0,0042	Ackerbrache

In der PCA bestätigt sich, dass die Artzusammensetzung der Ackerbrachen deutlich von den biologisch und konventionell bewirtschafteten Flächen abweicht. Die Unterschiede in der Artzusammensetzung waren innerhalb der Ackerbrachen geringer als in den anderen beiden Standortgruppen. Die große Überschneidung der biologischen und konventionellen Ackerflächen zeigt erneut auf, dass es sehr viele Einflussgrößen innerhalb dieser Kategorien gibt. Eine feinere Auftrennung der Bewirtschaftungspraktiken könnte hier für eine bessere Separation verschiedener Standortklassen sorgen (Abb. 33).

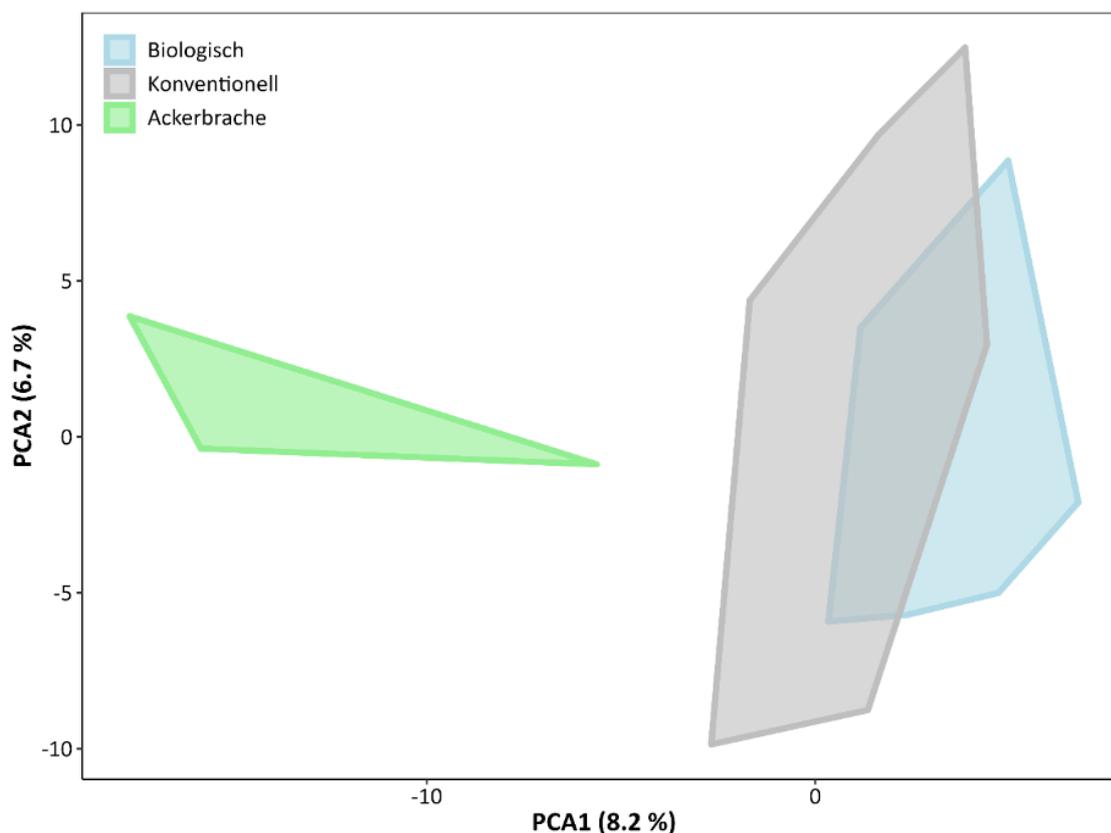


Abb. 33: Principal Component Analysis (PCA) der Präsenz-/Absenz-Daten der in den Bodenfallen enthaltenen Arten. (Grafik: L. Schröder)

3.4.3 Vergleich der Methoden

Auch der Datensatz aus dem zweiten Versuchsjahr zeigte deutlich, dass eDNA-Analysen von Bodenproben kein probates Mittel zum Monitoring von Carabidae und Araneae sind (Abb. 34). Auffällig war, dass mit den DNA-basierten Methoden, vor allem dem Metabarcoding der Beifänge, im Durchschnitt zehn Arten gefunden wurden, die nicht anhand morphologischer Bestimmung identifiziert wurden. Dies zeigt, dass auch die morphologisch-basierten Methoden Grenzen haben. Sei es, dass Tiere in Mischproben übersehen werden, juvenile Stadien unbestimmbar sind oder Arten fehlbestimmt werden. Grundsätzlich sind auch Fehler in der Zuordnung von Gensequenzen zu Arten nicht auszuschließen. Die aus den molekularbiologischen Analysen erhaltenen Artenlisten wurden im vorliegenden Projekt jedoch hinsichtlich der betrachteten taxonomischen Gruppen auf Plausibilität überprüft. So konnten Fehlzuordnungen in diesem spezifischen Fall nahezu ausgeschlossen werden. Somit zeigt dieses Ergebnis erneut

das Potenzial, welches im Metabarcoding einer Mischprobe steckt, da übersehene oder juvenile Individuen erfasst werden.

Die Analyse der Daten erfordert jedoch tiefergehendes Wissen über die Arten und Gemeinschaften und darf nicht beim Vergleich von Artenzahlen enden. Die Betrachtung morphologischer Eigenschaften und funktionaler Parameter ergab, vor allem bei den Carabidae, spannende Erkenntnisse und machte eine Unterscheidung der Bewirtschaftungsformen möglich, auch wenn die Artspektren sich grundsätzlich sehr ähnelten.

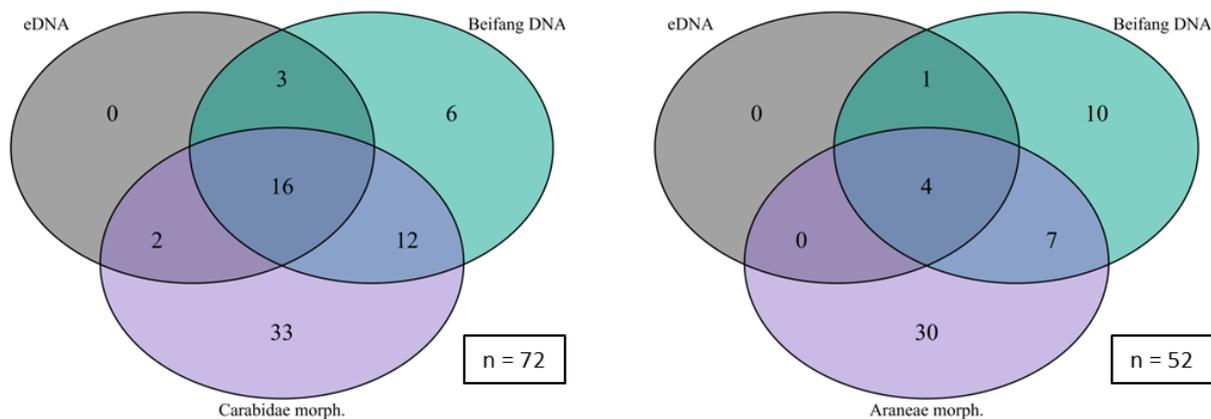


Abb. 34: Venn-Diagramme zum Vergleich der DNA-basierten Methoden. Jedes Diagramm enthält drei Komponenten, von denen zwei die eDNA-Analyse aus Bodenproben und das DNA-Metabarcoding der Bodenfallen-Beifänge darstellen. Ergänzt wird jedes Diagramm durch die Ergebnisse aus den morphologischen Bestimmungen der untersuchten Organismengruppen. Die Zahlen stellen nachgewiesene Arten dar. Bei der Interpretation der unteren drei Diagramme sind methodische Besonderheiten zu beachten (s. Kapitel 2.4.4). (Grafik: L. Schröer)

Auch im Probejahr 2023 konnte das betrachtete Artspektrum durch den Einsatz des Metabarcodings enorm vergrößert werden. Durch die Analyse der eDNA konnten 81 exklusiv bestimmte Arten hinzugewonnen werden. Bei den Bodenfalleninhalten waren es sogar 376. Zusätzlich wurden noch 91 weitere Arten mit beiden DNA-Methoden nachgewiesen. Außerdem ist davon auszugehen, dass die Zahl der ausschließlich morphologisch bestimmten (eher) epigäischen Gruppen (n = 63 Arten) niedriger ist, wenn diese nicht vor der DNA-Extraktion aus den Bodenfalleninhalten entfernt werden (Tab. 25).

Tab. 25: Übersicht der gefundenen Gesamtartenzahl der jeweiligen morphologischen Bestimmungen und Metabarcoding-Methoden. Die morphologische Bestimmung der epigäischen Taxa beinhaltet Carabidae und Araneae. Beim Metabarcoding wurden neben den beiden morphologisch bestimmten Gruppen auch alle anderen Arthropoden und Lumbricidae inkludiert.

	Gesamtartenzahl	Exklusiv mit dieser Methode nachgewiesen
Morph. Bestimmung (eher) epigäischer Gruppen	104	63
eDNA-Analyse aus Bodenproben	194	81
Metabarcoding der Beifänge aus Bodenfallen	506	376

3.5 Trophische Interaktionen von Bodentieren in der Agrarlandschaft über Mageninhaltsanalysen

Die Rohdaten wurden gemäß Kapitel 2.5.2 aufbereitet. Als Grundlage für die nachstehenden Analysen blieben 19.345 Reads verteilt auf 134 OTUs und 82 Arten. Somit wurden ca. 60 % der OTUs einer Art zugeordnet. Da für die Analyse der Mageninhalte keine artspezifische Betrachtung der Ergebnisse durchgeführt wurde, wurden, anders als in den bisherigen Ergebnissen zu molekularbiologischen Analysen, auch OTUs inkludiert, die keiner konkreten Art zugeordnet werden konnten.

Verteilung der Beuteorganismen auf taxonomische Gruppen

Die Analyse der Verteilung von Reads, OTUs und Arten in unserer Untersuchung zeigte ein deutliches Muster, das aufschlussreiche ökologische Dynamiken widerspiegelt (Abb. 35). Etwa die Hälfte der Reads und OTUs sowie ungefähr zwei Drittel der Arten, die über die BOLD-Datenbank zugeordnet werden konnten, entfallen auf die Gruppe der Insecta. Diese Ergebnisse spiegeln die Bedeutung dieser Klasse in terrestrischen Ökosystemen wider, insbesondere als wichtige Nahrungsressource und Konsumenten.

Spannend ist jedoch, dass auch Nicht-Zielorganismen wie Clitellata (Gürtelwürmer) und Gastropoda (Schnecken) jeweils etwa 20 % der Reads ausmachen. Während Clitellaten, d.h. in diesem Fall Lumbricidae und Enchytraeidae, eine größere Diversität in Bezug auf OTUs und Arten aufweisen, sind Gastropoden, d.h. in diesem Fall „Nacktschnecken“, in diesem Aspekt weniger vielfältig. Dies ist aufgrund der höheren Gesamtdiversität der Lumbricidae und Enchytraeidae in Deutschland sowie der umfangreicheren Befüllung der Sequenz-Datenbanken mit diesen Gruppen zu erwarten. Die ähnliche Anzahl an Reads, d.h. hier die ähnliche Biomasse, zeigt jedoch, dass beide Ordnungen gleichermaßen Anteile am Beutespektrum der Carabidae einnehmen, somit bedeutsame Elemente im trophischen Netzwerk darstellen und wichtige Ökosystemdienstleistungen erfüllen. Bei Nutzung spezifischer Primer für diese Tiergruppen könnte deren Anteil am Beutespektrum steigen.

Ergänzend dazu wurden weitere Bodentiergruppen wie Arachniden, vor allem Acari, und Collembola nachgewiesen, die ebenfalls als Beutetiere in Fraßbeziehungen involviert sind. Vor allem bei den Arachniden fiel auf, dass keine der DNA-Sequenzen explizit einer Art zugeordnet werden konnte, was auf die sehr lückige Befüllung der Referenzdatenbanken zurückzuführen ist. Die Vielfalt und Abundanz dieser Gruppen verdeutlichen, dass sowohl oberirdische als auch unterirdische Lebensräume durch trophische Interaktionen eng miteinander verbunden sind.

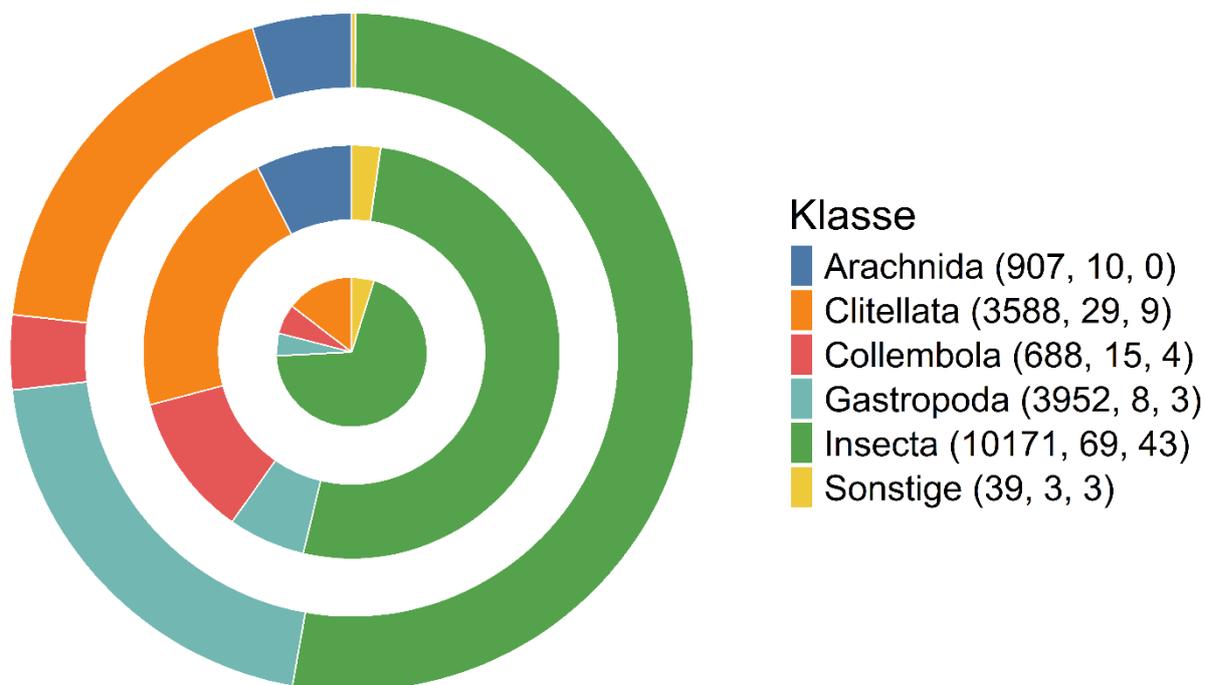


Abb. 35: Analyse der Verteilung von Reads, OTUs und Arten (von außen nach innen) auf die Beutetierklassen. Die Werte in der Legende stellen die absolute Anzahl an Reads, OTUs und Arten im Format „Klasse (Reads, OTUs, Arten)“ dar. (Grafik: L. Stratemann)

Diese Ergebnisse werden durch eine detaillierte Betrachtung der Beutegruppe der Insekten weiter untermauert (Abb. 36). Mit Abstand entfallen die meisten OTUs auf die Ordnungen der Coleoptera (Käfer) und Diptera (Zweiflügler). Beide Ordnungen sind bekannt für ihre hohe Artenvielfalt und ökologische Bedeutung in Bodenlebensgemeinschaften. Während adulte Individuen vieler Arten dieser Gruppen oft oberirdisch aktiv sind, leben die Larvenstadien häufig im Boden, wo sie wichtige Funktionen wie die Zersetzung organischer Substanz oder die Kontrolle von Bodenschädlingen übernehmen.

Eine eindeutige Zuordnung der nachgewiesenen OTUs zu spezifischen Lebensstadien ist zwar nicht möglich, doch die Wahrscheinlichkeit, dass es sich bei den erbeuteten Individuen überwiegend um Larven handelt, ist hoch. Dies wird durch den Lebensraum der Larven vieler Coleoptera- und Diptera-Arten gestützt, die sich im Boden entwickeln und dort Nahrungsressourcen nutzen, wodurch sie sowohl als Konsumenten als auch als Beute für andere Bodentiere in das trophische Netzwerk integriert sind.

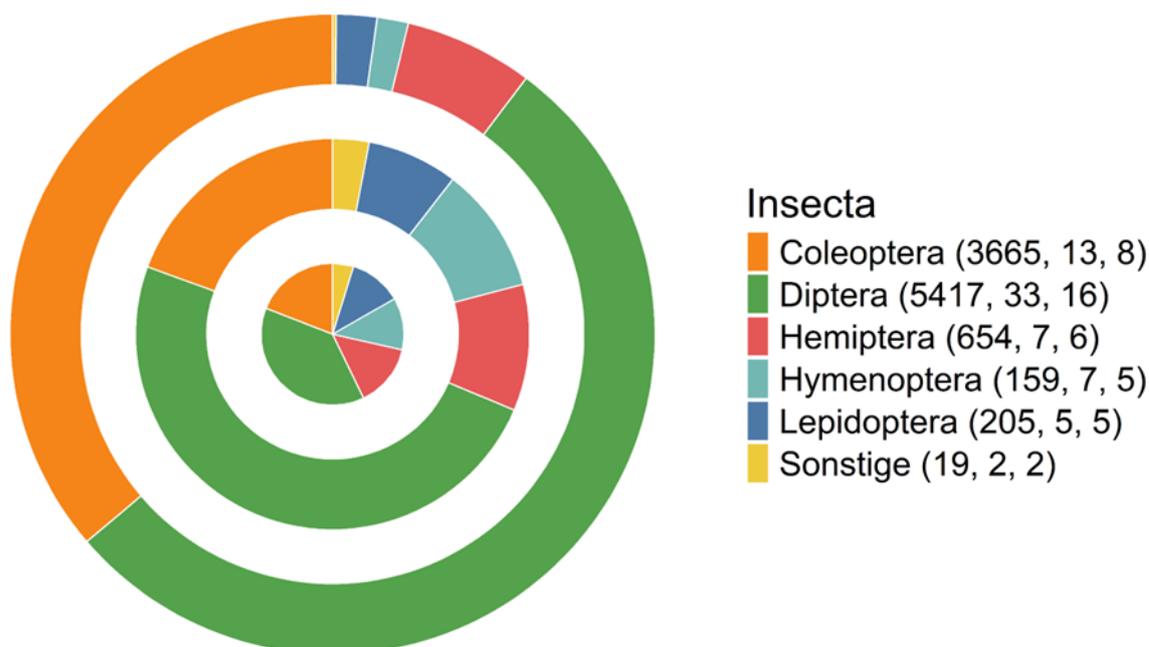


Abb. 36: Analyse der Verteilung von Reads, OTUs und Arten (von außen nach innen) innerhalb der Klasse der Insecta. Die Werte in der Legende stellen die absolute Anzahl an Reads, OTUs und Arten im Format „Insecta (Reads, OTUs, Arten)“ dar. (Grafik: L. Stratemann)

Dieses Ergebnis zeigt klar, dass die Lebensgemeinschaften des Bodens nicht isoliert betrachtet werden sollten. Vielmehr interagieren Organismen, die auf und im Boden leben, direkt miteinander und formen ein komplexes Netzwerk. Die Dominanz von Insektenlarven in diesen Interaktionen verdeutlicht, dass die Vernetzung zwischen über- und unterirdischen Lebensräumen nicht auf wenige spezifische Beziehungen beschränkt, sondern systematischer und integraler Bestandteil terrestrischer Ökosysteme ist. Diese Erkenntnis unterstreicht die Notwendigkeit eines integrativen Ansatzes im Monitoring von Bodentieren. Nur durch die gleichzeitige Betrachtung ober- und unterirdisch lebender Organismen können die Wechselwirkungen und Funktionen des Bodensystems umfassend verstanden und wirksam geschützt werden. Künftige Monitoringprogramme sollten daher darauf abzielen, beide Dimensionen des Lebensraums Boden gleichermaßen zu berücksichtigen, um die Biodiversität und Funktionalität dieser Ökosysteme ganzheitlich zu erfassen.

Wer frisst hier wen?

Die Analyse des Beutespektrums über die Größenklassen der untersuchten Carabidenarten zeigt eine klare Differenzierung in den Nahrungspräferenzen und trophischen Interaktionen (Abb. 37). Ein Säulendiagramm verdeutlicht die Anteile der einzelnen Beutetierklassen innerhalb der Größenklassen der Carabidae. Dabei wird deutlich, dass in den Größenklassen B, C und D Insecta das Beutespektrum dominieren, während in den größten Carabidenarten der Größenklasse EF die Gastropoda eine herausragende Rolle spielen und Insecta nur noch einen geringen Anteil ausmachen. Die Zusammensetzung der weiteren Beuteorganismen variiert zwischen den Größenklassen. So fehlen in Größenklasse C Clitellata vollständig, stattdessen wurden hier vermehrt Arachnida, fast ausschließlich Oribatida, nachgewiesen.

Innerhalb der Größenklassen zeigen sich zudem deutliche Unterschiede zwischen den Gattungen und Arten (Tab. 29). Beispielsweise ernährt sich innerhalb der Größenklasse B *Clivina fessor* ausschließlich von Clitellata, wohingegen diese bei *Notiophilus biguttatus* und *N. palustris* fehlen. Stattdessen finden sich bei dieser Gattung erhöhte Anteile von Arachniden und Collembola. Einige Arten wie *Bembidion lampros*, *B. properans*, *B. obtusum*, *B. tetracolum* oder *Nebria brevicollis* und *N. salina*, weisen ein generalistisches Fraßverhalten auf und nutzen ein breites Spektrum an Beuteorganismen. Ein besonders interessantes Beispiel ist *Pterostichus melanarius*, die dominante Carabidenart auf Ackerflächen. Sie ernährt sich vorwiegend von Insekten, ergänzt durch Gastropoda und Clitellata, während Arachnida und Collembola vollständig fehlen. Diese Art frisst, wovon es auf einem Acker am meisten gibt, und zeigt somit eine bemerkenswerte Anpassungsfähigkeit an die Ressourcennutzung in agrarischen Lebensräumen.

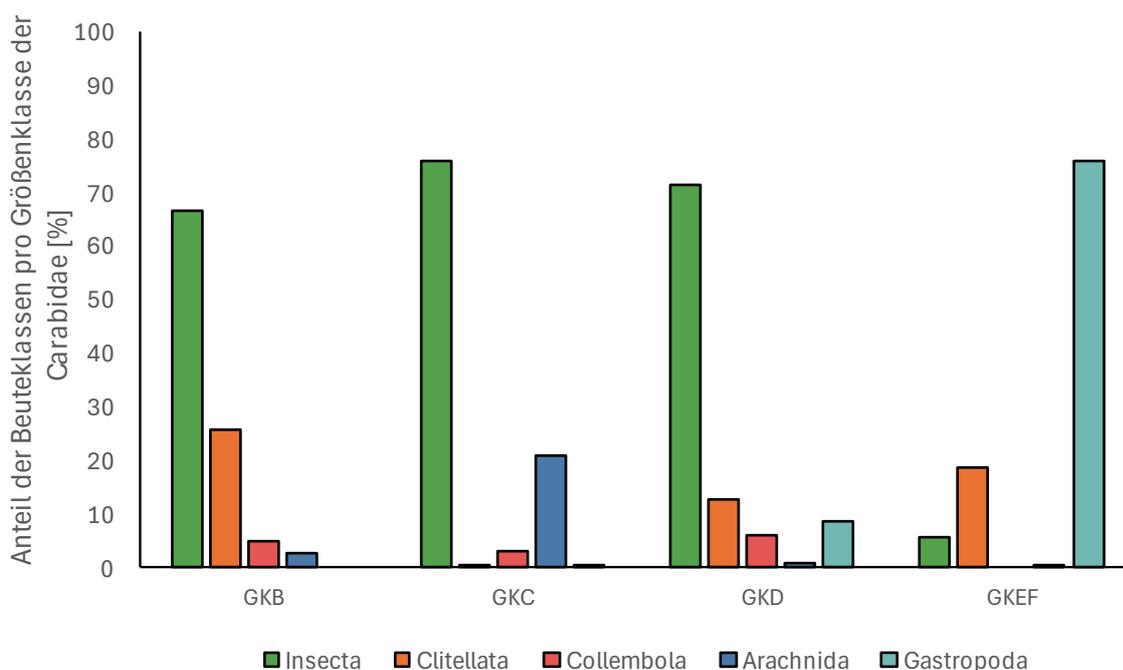


Abb. 37: Anteile einer Beutetierklasse innerhalb einer Größenklasse der Carabidae. Die Anteile sind getrennt nach Größenklasse der Carabidae. Die Darstellung ermöglicht den Vergleich sowohl zwischen als auch innerhalb der Größenklassen. GKB: 3-5,9 mm; GKC: 6-9,9 mm, GKD: 10-18,9 mm, GKEF: > 30 mm. (Grafik: L. Stratemann)

Die Ergebnisse verdeutlichen, dass das Fraßspektrum der Carabidae sowohl von ihrer Körpergröße als auch von artspezifischen Präferenzen geprägt ist. Gleichzeitig wird die Bandbreite trophischer Interaktionen offenbart, die von spezialisierten bis hin zu generalistischen Fraßstrategien reicht. Diese Erkenntnisse unterstreichen die direkten Wechselwirkungen zwischen endo- und epigäisch lebenden Organismen und dementsprechend die Relevanz von Monitoringsystemen, die beide Dimensionen des Bodens berücksichtigen.

Unterschiede zwischen den Landnutzungsformen

Die Analyse (Abb. 38) zeigt, dass eine höhere Anzahl von OTUs mit einer größeren Artenvielfalt einhergeht. Angesichts der teils noch unvollständigen Referenzdatenbanken ist dies ein erfreuliches Ergebnis. Die größte Diversität an Beuteorganismen wurde im Grünland festgestellt, während die Ackerflächen die geringste Vielfalt aufwiesen. Dieses Muster, wenn auch nicht statistisch signifikant, spiegelt die Ergebnisse der vorherigen Kapitel wider und bestätigt die grundlegenden Unterschiede in der Habitatqualität und Ressourcenausstattung dieser Lebensräume. Auf Ackerflächen ist die Diversität der Beuteorganismen im Vergleich zum Grünland deutlich reduziert. Dies bedeutet, dass Prädatoren in diesen Lebensräumen auf ein eingeschränktes Nahrungsangebot treffen, was besonders für Arten mit spezialisierten Fraßstrategien, wie etwa Collembolenjäger, problematisch sein kann. Die geringere Diversität auf Ackerflächen könnte langfristige Auswirkungen auf die Struktur und Funktion der Carabidengemeinschaften sowie deren Rolle als Prädatoren haben. Die Ergebnisse unterstreichen die Bedeutung strukturreicher Lebensräume wie Grünland für den Erhalt einer vielfältigen Bodenfauna und zeigen, dass die Reduktion von Diversität in intensiv genutzten Agrarlandschaften nicht nur Beuteorganismen betrifft, sondern auch ihre Prädatoren und damit das gesamte trophische Netzwerk. Langfristig muss das Ziel sein, produktive Ackerflächen mit einer möglichst hohen Biodiversität zu schaffen und zu erhalten, um ökologische und ökonomische Funktionen effizient zu nutzen.

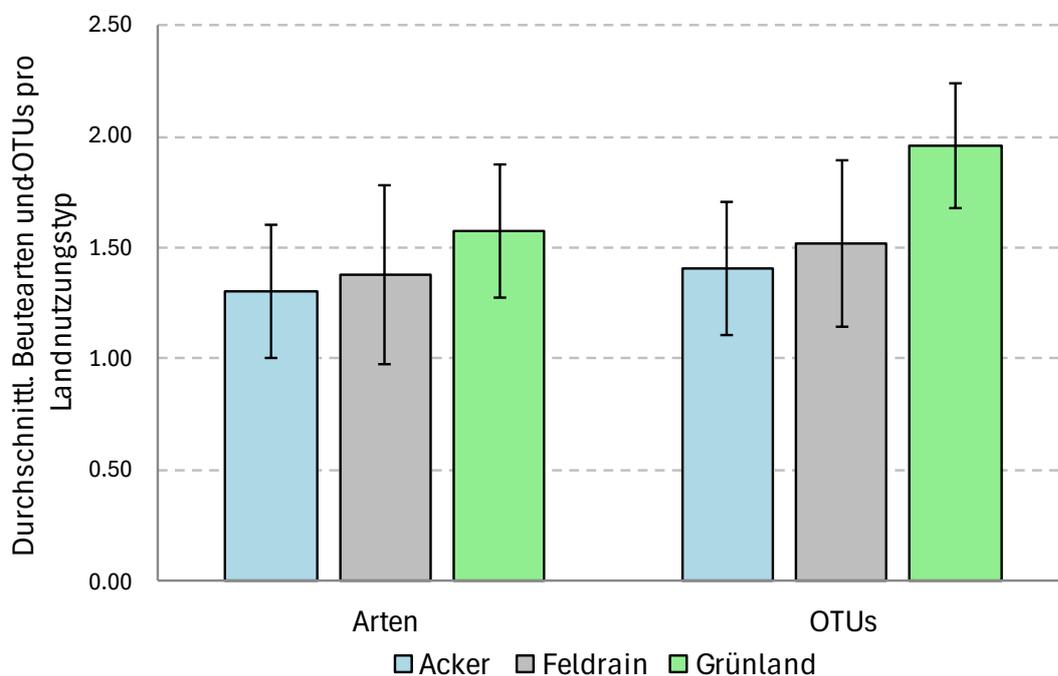


Abb. 38: Durchschnittliche Anzahl an Beute-Arten und Beute-OTUs in den untersuchten Prädatoren-Arten pro Landnutzungsform. (Grafik: L. Stratemann)

4 Gesamtdiskussion

Im BioDivSoil-Projekt wurden methodische und ökologische Fragestellungen untersucht und Erkenntnisse gewonnen, denen zusammenfassend in diesem Abschnitt Rechnung getragen wird.

4.1 Methodische Ansätze zur Biodiversitätsbewertung

Grundsätzlich zielen Methoden zur Erfassung der Biodiversität darauf ab, eine möglichst umfassende und präzise Bewertung der biologischen Vielfalt zu gewährleisten. Dies umfasst sowohl quantitative als auch qualitative Daten, die eine verlässliche Einschätzung der Artenzusammensetzung und Häufigkeit ermöglichen. Idealerweise sollten die Methoden eine Vielzahl von organismischen Gruppen abdecken, um ein repräsentatives Bild der gesamten Biodiversität zu erhalten. Zudem ist es entscheidend, dass die Methoden räumlich und zeitlich vergleichbare Ergebnisse liefern, um Trends und Zusammenhänge erkennen zu können. Neben der Genauigkeit und Reproduzierbarkeit sollten die Erfassungsmethoden auch praktikabel und kosteneffizient sein, um großflächige und langfristige Untersuchungen zu ermöglichen.

Bodenfallen

Bodenfallen fangen primär laufaktive, epigäische Makroarthropoden wie Carabidae oder Araneae. Weniger mobile Arten sowie solche, die unterirdisch leben oder sich primär fliegend fortbewegen, werden nur unzureichend erfasst, was eine standardisierte Abdeckung dieser Gruppen einschränkt. Die Methode liefert quantitative Daten, da gefangene Individuen gezählt werden können. Dabei hängt die Fängigkeit der Fallen von der Laufaktivität der Tiere ab, so dass die ermittelten Individuenzahlen als Aktivitätsabundanzen bezeichnet werden müssen und damit nicht die reale Häufigkeit widerspiegeln. Die Artbestimmung erfolgt meist anhand morphologischer Merkmale und ist bei gut erhaltenen Individuen grundsätzlich sicher, individuelle Fehler bei der Bestimmung können jedoch nicht ausgeschlossen werden. Beschädigte Proben oder Larvenstadien können oft nur bis zur Familie oder Gattung bestimmt werden. Diese passive Fangmethode ist relativ einfach und wenig zeitaufwändig, da die Fallen standardisiert aufgestellt und später geleert werden. Die anschließende Aufbereitung und Analyse der Proben, insbesondere die Artbestimmung, erfordert jedoch viel Zeit und taxonomische Expertise. Daher können in der Praxis häufig nur ausgewählte organismische Gruppen im Rahmen einer wirtschaftlich und praktikabel durchführbaren Analyse berücksichtigt werden.

Bodenkerne

Durch die Entnahme von Bodenkernen und die anschließende MacFadyen-Austreibung werden primär bodenlebende Mikroarthropoden wie Collembola oder Oribatida erfasst. Gruppen, die nicht bodenbewohnend sind oder deren Lebensraum sich tiefer im Boden befindet, werden nur unzureichend nachgewiesen, was die Breite der Abdeckung einschränkt. Die Methode liefert jedoch präzise quantitative Daten, da die ausgetriebenen Individuen gezählt werden können. Die Artbestimmung erfolgt meist mikroskopisch und ist bei gut erhaltenen Proben grundsätzlich sicher, individuelle Fehler bei der Bestimmung können jedoch nicht ausgeschlossen werden. Beschädigte Individuen oder juvenile Stadien können oft nur bis zur Familie oder Gattung bestimmt werden. Die Probenahme ist relativ einfach, da Bodenkerne standardisiert entnommen werden. Die anschließende Austreibung und Analyse der Proben erfordern viel Zeit und taxonomische Expertise, insbesondere bei schwer unterscheidbaren Gruppen.

Aus diesem Grund werden in der Praxis häufig nur bestimmte Taxa analysiert, um eine praktikable und wirtschaftliche Durchführung zu gewährleisten.

Spatenstiche

Die Spatenstichmethode ist spezifisch für die Erfassung der Lumbricidae. Andere bodenlebende Gruppen werden dabei nicht systematisch erfasst. Die Methode liefert quantitative Daten, da eine festgelegte Fläche untersucht und die Individuen manuell gezählt werden können. Die Artbestimmung erfolgt morphologisch und ist bei adulten Individuen in der Regel sicher. Juvenile Regenwürmer können oft nur bis zur Gattung oder Familie bestimmt werden, was die Genauigkeit der Ergebnisse einschränkt. Die Probenahme durch Spatenstiche ist vergleichsweise arbeitsaufwändig, da die Proben ausgehoben, durchsucht und Regenwürmer gesammelt werden müssen. Die anschließende Artbestimmung erfordert Zeit und taxonomische Expertise, um alle relevanten Merkmale korrekt zu erfassen. Da die Methode sehr zeitintensiv ist, ist sie wirtschaftlich nur bei begrenztem Probenumfang praktikabel.

DNA-Metabarcoding aus organismischen Mischproben

DNA-Metabarcoding von organismischen Mischproben erfasst eine breite Palette von taxonomischen Gruppen, die in den Proben enthalten sind, darunter sowohl Makro- als auch Mikroorganismen. Arten, deren DNA weniger stabil ist oder die nur mit geringer Biomasse in den Proben vorhanden sind, können jedoch unterrepräsentiert sein, was die Abdeckung einschränkt. Die Methode liefert bisher keine exakten Quantifizierungen von Individuenzahlen, sondern relative Häufigkeiten innerhalb einer Probe basierend auf der DNA-Präsenz. Die Artbestimmung ist bei gut abgedeckten Gruppen sehr genau, hängt jedoch stark von der Qualität und Vollständigkeit der Referenzdatenbank ab (Abb. 39). Außerdem ist die Auswahl geeigneter Primer entscheidend, um die taxonomischen Zielgruppen bestmöglich identifizieren zu können. Nicht alle Individuen können bis zur Art bestimmt werden, insbesondere wenn die DNA fragmentiert oder die Art den Datenbanken unbekannt ist. Die Probenahme und die anschließende Aufbereitung und Analyse der Proben gehen vergleichsweise einfach und schnell. Taxonomische Expertise ist für die Laboranalyse nicht notwendig, wird jedoch für die ökologische Interpretation der Ergebnisse benötigt. Obwohl die initialen Kosten für Laborarbeiten und Sequenzierung hoch erscheinen, ist das Kosten-Nutzen-Verhältnis beim Metabarcoding sehr gut. Die Methode ermöglicht eine effiziente qualitative Analyse großer und komplexer Probenmengen bei gleichzeitig umfassender Abdeckung verschiedener Gruppen.

eDNA-Analysen von Bodenproben

eDNA-Analysen aus Bodenproben erfassen eine breite Palette von taxonomischen Gruppen, die im Boden vorkommen, darunter Mikroorganismen, Pilze und Bodentiere. Die Abdeckung in den Referenzdatenbanken ist jedoch für bodenlebende Organismen oft deutlich schlechter als für epigäische Arten, was die Genauigkeit und Vollständigkeit der Ergebnisse einschränken kann (Abb. 39). Arten, deren DNA weniger stabil oder deren Biomasse in der Probe gering ist, können ebenfalls unterrepräsentiert sein. Die Artbestimmung ist bei gut abgedeckten Gruppen in der Datenbank zuverlässig, jedoch limitiert, wenn die DNA fragmentiert oder die Art nicht in den Datenbanken vertreten ist. Die Methode liefert keine absoluten Quantifizierungen von Individuenzahlen, sondern relative Häufigkeiten innerhalb einer Probe basierend auf der DNA-Präsenz. Die Probenahme ist einfach und schnell durchführbar, und auch die Aufbereitung und Analyse der Proben sind effizient. Taxonomische Expertise ist für die Laborarbeit nicht erforderlich, jedoch hilfreich für die ökologische Interpretation der Ergebnisse. Obwohl

die initialen Kosten für Laborarbeiten und Sequenzierung hoch erscheinen, bietet die Methode aufgrund ihrer schnellen und umfassenden Analyse von Bodenproben ein sehr gutes Kosten-Nutzen-Verhältnis.

DNA-Metabarcoding von Mageninhalten

DNA-Metabarcoding von Mageninhalten erfasst alle Gruppen, die Teil des Nahrungsspektrums des untersuchten Konsumenten sind, und bietet wertvolle Einblicke in trophische Netzwerke. Gruppen, deren DNA schneller degradiert oder in der Referenzdatenbank fehlt, können jedoch unzureichend erfasst werden. Die Methode liefert keine exakten Quantifizierungen der Beuteindividuenzahlen, sondern relative Häufigkeiten basierend auf der nachweisbaren DNA. Die Artbestimmung ist bei gut abgedeckten Gruppen in der Referenzdatenbank zuverlässig, jedoch nicht bei fragmentierter oder stark degradierter DNA. Die Probenahme, etwa die Extraktion von Mageninhalten oder Kot, ist zeit- und arbeitsaufwändig. Die anschließende DNA-Analyse ist relativ einfach. Für die molekulare Analyse ist keine taxonomische Expertise notwendig, sie wird jedoch für die ökologische Interpretation benötigt. Obwohl die Methode initial kostenintensiv erscheint, bietet sie ein hervorragendes Kosten-Nutzen-Verhältnis, insbesondere bei der Analyse komplexer trophischer Interaktionen.

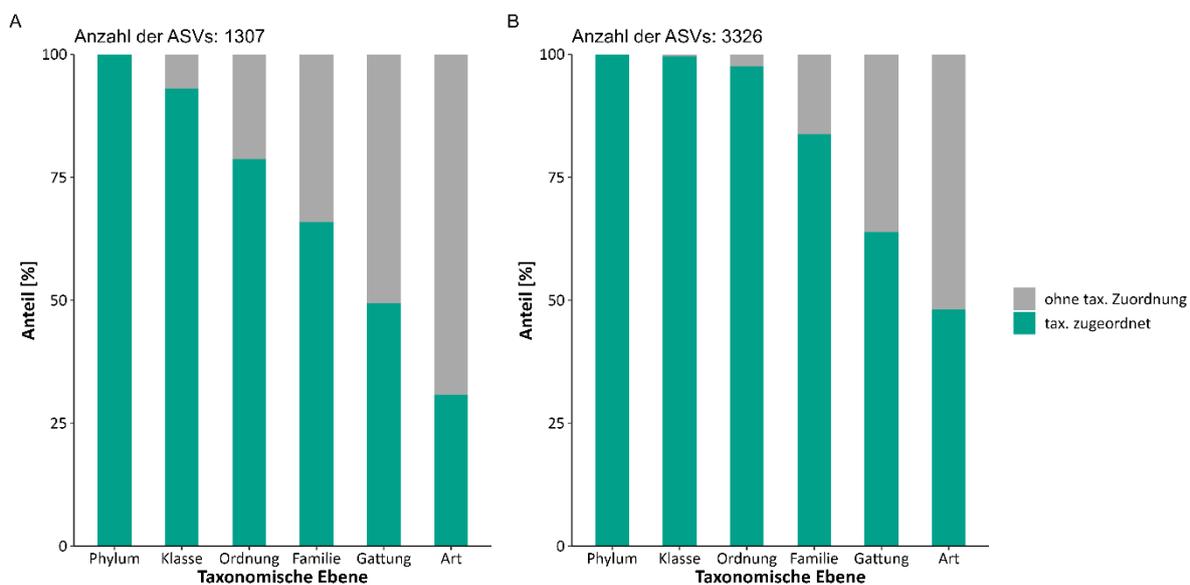


Abb. 39: Darstellung der Anteile an ASVs aus der Analyse der eDNA (A) und den Bodenfalleninhalten (B) im Untersuchungsjahr 2023 mit bzw. ohne Zuordnung auf den verschiedenen taxonomischen Ebenen. Es wurden nur ASVs (A: $n = 1307$; B: $n = 3326$) betrachtet, deren Sequenz mindestens dreimal abgelesen und mit einer Sicherheit von über 85 % zugeordnet wurden. (Grafik: L. Schröder)

Vergleichende Bewertung der Methoden

Die Wahl der geeigneten Methode zur Erfassung der Biodiversität hängt von den Zielsetzungen der Studie, den Zielorganismengruppen und den verfügbaren Ressourcen ab. Lange etablierte Ansätze wie die Nutzung von Bodenfallen oder Bodenkernen mit nachfolgender morphologischer Bestimmung können nur eine begrenzte Anzahl an Gruppen im Detail abdecken. Die Erstellung umfassender Datensätze würde weit mehr taxonomische Expertise erfordern und viel Zeit in Anspruch nehmen. Ein enormer Vorteil liegt in der Quantifizierbarkeit der Daten, welche für eine fundierte Biodiversitätsbewertung unerlässlich ist, von DNA-basierten Methoden bisher jedoch nicht erbracht werden kann. Diese hingegen bieten, bei ausreichender Datenbankbefüllung, eine um ein Vielfaches breitere Abdeckung der standortspezifischen Artspektren. So wurden im BioDivSoil-Projekt durch den Einsatz DNA-basierter Methoden im Untersuchungsjahr 2021 670 Arten und im Jahr 2023 548 Arten nachgewiesen. Dem gegenüber stehen im Jahr 2021 302 und im Jahr 2023 104 Artnachweise mittels morphologischer Bestimmung (wobei zu bedenken ist, dass die untersuchten Taxa bei der morphologischen Bestimmung weniger waren). Jeweils circa 40 % der morphologisch bestimmten Arten wurden auch mittels DNA-basierter Methoden nachgewiesen. Dabei ist zu beachten, dass Carabidae und Araneae vor der DNA-Extraktion bereits zur morphologischen Bestimmung aus den Proben herausgenommen wurden. Ohne diesen Schritt wäre der Anteil auch durch DNA-basierte Methoden nachgewiesener Arten mit hoher Wahrscheinlichkeit wesentlich höher. Außerdem können viele Proben simultan bearbeitet werden, weshalb das Kosten/Nutzen-Verhältnis grundsätzlich sehr gut ist. Es bleibt festzuhalten, dass das Metabarcoding aus Bodenfallen eine sehr gute Methode im Bodenbiodiversitäts-Monitoring darstellt, die große Mengen endogäisch lebender Tiere erfasst und gleichzeitig einen stabilen Link zur oberirdischen Biodiversität ermöglicht.

Insbesondere unter dem Aspekt abnehmender taxonomischer Expertise werden molekularbiologische Methoden in Zukunft immer mehr an Bedeutung gewinnen. Aktuell sind diese Methoden jedoch nur von begrenztem Nutzen. Sie sind nicht standardisiert, erbringen keine quantitativen Daten und Datenbanken sind nicht ausreichend gefüllt. Eine Zuordnung auf Art-niveau ist daher für viele der gefundenen Sequenzen aktuell nicht möglich, wodurch das Potenzial der Methode nicht ausgeschöpft werden kann. Alles Schrauben, an denen fortlaufend in Forschungsprojekten, z. B. im Rahmen des GBOL-Projektes (Hausmann et al. 2020), gedreht wird, die aber festsitzen sollten, bevor ganze Monitoringprogramme darauf basieren können. Was bleiben wird, ist der Bedarf an echten „Artenkennern und Artenkennerinnen“. Am Ende einer molekularbiologischen Analyse steht eine Artenliste, deren ökologische Interpretation weiterführender Expertise bedarf. Wir haben gezeigt, dass allein die Anzahl der Arten nicht unbedingt mit der ökologischen Qualität eines Standortes korreliert. Das Wissen über die Eigenschaften einzelner Arten sowie der Blick für Änderungen der Artenzusammensetzung und langfristige Entwicklungen bleiben von enormer Bedeutung. Dieses Wissen ermöglicht die Qualitätskontrolle der Artenlisten, die Analyse von ökologischen Mustern und die Aussprache von Bewertungen und Empfehlungen. Eine Kombination aus klassischen und molekularbiologischen Methoden ist daher derzeit der vielversprechendste Ansatz, um die komplexen Anforderungen der Biodiversitätserfassung zu erfüllen.

4.2 Charakteristika verschiedener Landnutzungsformen

Im Fokus des BioDivSoil-Projekts standen Ackerflächen als Ökosysteme. Die ökologische Bewertung von Lebensräumen basiert meist auf zuvor definierten Referenzzuständen. Dabei handelt es sich in der Regel um möglichst naturnahe Ausprägungen des jeweiligen Lebensraumes. Ackerflächen unterliegen aufgrund hochfrequenter anthropogener Eingriffe einer enormen Dynamik, die die Beschreibung solcher Referenzzustände erschwert. Zum besseren Verständnis der Biodiversitätsmuster auf Ackerflächen wurden im BioDivSoil-Projekt sowohl die Artenzusammensetzung als auch die Struktur bezogenen Unterschiede zwischen verschiedenen Landnutzungsformen untersucht.

Die Lumbricidae stellten im Vergleich der Landnutzungsformen eine Ausnahme dar, da über sie keine Unterschiede zwischen den Nutzungstypen bzw. charakteristische Artenzusammensetzungen detektiert werden konnten. Auf einem Großteil der Standorte wurden mittelhohe bis hohe Individuenzahlen gefunden, allerdings waren aufgrund der angewandten Methode tiefgrabende Lumbricidae unterrepräsentiert.

Die Analyse der Artenzusammensetzung hat über die Collembola, Oribatida, Carabidae und Araneae hinweg gezeigt, dass Ackerflächen durch einen Verlust spezialisierter Arten gekennzeichnet sind. Generalistische Arten, sog. Begleitarten, bleiben hingegen erhalten und prägen die Lebensgemeinschaften der endogäischen und epigäischen Gruppen. Die Diversität innerhalb dieser Begleitartengruppen wies jedoch Unterschiede zwischen den Gruppen auf. So zeigten die mittels Bodenkernen nachgewiesenen Collembola und Oribatida in den untersuchten Ackerflächen sehr niedrige Arten- und Individuenzahlen, wohingegen Carabidae und Araneae mehr Arten und Individuen aufwiesen, was sie für eine detailliertere Betrachtung der intensiv genutzten Standorte besser eignet. Die genauen Ursachen für die niedrigen Zahlen der Collembola und Oribatida konnten im Rahmen des BioDivSoil-Projektes nicht abschließend geklärt werden. Aufgrund der gruppenübergreifenden Muster liegt ein enormer Effekt der Bewirtschaftung jedoch nahe, aber auch die den Datenerhebungen vorausgegangenen Dürrejahre könnten sich auf diese Organismengruppen ausgewirkt haben.

Der Vergleich mit den Edaphobase-Länderstudien zeigte, dass im Extensivgrünland und auf den Feldrainen, die in den Jahren 2001-2003 untersucht wurden, charakteristische Collembolen- und Oribatidenartengruppen auftreten. Das Verschwinden spezialisierter Gruppen auf intensiv genutzten Standorten und den im Jahr 2021 untersuchten Feldrainen indiziert einen ökologischen Kippunkt in der Landschaft, ab welchem die Bereitstellung von Ökosystemdienstleistungen stark gefährdet sein könnte. Die Vertreter charakteristischer Gruppen sind als Arten zu bewerten, die spezifischere Habitatansprüche aufweisen und als Indikatoren für diese spezifischen Standortbedingungen betrachtet werden können. Eine umfassende, überregionale Untersuchung unterschiedlicher Biotop- und Nutzungstypen würde dieses Muster weiter schärfen und weitere Erkenntnisse zu der Verteilung und den Habitatansprüchen der Organismen liefern.

Die Unterschiede zwischen endo- und epigäischen Tiergruppen wurden durch den Einsatz DNA-basierter Methoden bestätigt. Auch in den eDNA-Analysen konnten die Intensivstandorte, d. h. Acker- und Grünlandflächen, hinsichtlich der Artenzusammensetzung nicht voneinander getrennt werden. Die Beifänge aus den Bodenfallen zeigten jedoch distinkte Muster.

Die Ergebnisse aus BioDivSoil betonen außerdem die zentrale Rolle strukturreicher Lebensräume wie Feldraine für die Erhaltung der Artenvielfalt in der Agrarlandschaft. Die morphologische Bestimmung der Carabidae und Araneae ebenso wie die molekularbiologische Analyse

von eDNA aus Bodenproben und der Beifänge aus Bodenfallen ergaben die höchsten Artzahlen auf den Felldrains. Dies macht Felldrains zu „Hotspots der Biodiversität“ in der Agrarlandschaft und deutet darauf hin, dass Strukturvielfalt und Schonung des Bodens entscheidende Faktoren für den Erhalt der Biodiversität sind.

4.3 Einfluss der Bewirtschaftungsform

Im Rahmen des Projektes wurden sowohl mittels morphologischer als auch DNA-basierter Methoden grundlegende Unterschiede zwischen endo- und epigäischen Gruppen festgestellt. Während die eDNA-Analysen auf biologisch bewirtschafteten Flächen eine höhere Artenvielfalt nachwies als auf konventionellen und ehemals konventionellen (Ackerbrachen) Flächen, zeigten morphologische Bestimmungen und DNA-Metabarcoding der Bodenfallenbeifänge kaum Unterschiede in der Artenzahl zwischen biologischem und konventionellem Ackerbau. Diese Diskrepanz unterstreicht die reduzierte Resilienz und Wiederbesiedlungsdynamik endogäischer verglichen mit mobilerer, epigäischer Bodenbiodiversität.

Auch der Blick auf die Artenzusammensetzung stärkte diese Annahme. So konnte die Zusammensetzung der endogäischen Lebensgemeinschaft der Ackerbrachen nicht klar von der konventionell bewirtschafteten Flächen getrennt werden. Die meisten der biologisch genutzten Flächen zeigten jedoch Unterschiede zu diesen Bewirtschaftungsformen. Im Falle der epigäischen Biozöosen wurden große Überlappungsbereiche zwischen konventionellem und biologischem Ackerbau identifiziert. Allerdings zeigte sich mit Blick auf die Ackerbrachen eine gänzlich verschiedene Artenzusammensetzung. Auch dieses Ergebnis könnte auf eine schnellere Wiederbesiedlung durch mobilere, epigäische Arten und eine langsamere Erholung der endogäischen Fauna hinweisen.

Ergänzend dazu wurde mit Hilfe quantitativer und autökologischer Daten aus der morphologischen Bestimmung der Carabidae eine reduzierte Funktionalität in deren Lebensgemeinschaft auf den konventionell bewirtschafteten Flächen festgestellt. Dies indiziert eine eingeschränkte Ressourcennutzung und den Verlust spezifischer Funktionen, was die Bereitstellung von Ökosystemdienstleistungen durch diese Tiergruppe einschränkt, und die Stabilität und Resilienz der Lebensgemeinschaft beeinträchtigt.

Die Gegenüberstellung biologischer und konventioneller Flächen impliziert eine Differenzierung der Bewirtschaftungsmaßnahmen. Während im biologischen Ackerbau der Einsatz synthetischer Chemikalien verboten ist und eine nachhaltige, humusfördernde Bodenbearbeitung vorgeschrieben wird, sind diese Aspekte im konventionellen Landbau nicht reguliert, können jedoch ebenfalls Anwendung finden. Aufgrund fehlender Bewirtschaftungsdaten war es im Rahmen des BioDivSoil-Projektes nicht möglich, die beobachteten Unterschiede direkt auf spezifische Bewirtschaftungsmaßnahmen zurückzuführen. Dennoch legen die Ergebnisse nahe, dass die Anzahl an Stressoren einen entscheidenden Einfluss auf die epigäische Bodenbiodiversität hat.

Insgesamt verdeutlichen die Ergebnisse, dass eine Reduktion der Stressintensität und -vielfalt essenziell ist, um die (funktionale) Diversität und Resilienz der Lebensgemeinschaften im Boden zu fördern. Gleichzeitig bleibt die detaillierte morphologische Bestimmung von Schlüsselgruppen wie Carabidae und Araneae unverzichtbar, um die ökologischen Funktionen und die Auswirkungen verschiedener Bewirtschaftungspraktiken besser zu verstehen.

5 Handlungsempfehlungen

Im Zuge des Forschungsprojektes BioDivSoil wurden Einsichten in die Situation der Bodenbiodiversität in der Agrarlandschaft, d. h. auf Ackerflächen, Feldrainen und Grünländern, geschaffen. Die Handlungsempfehlungen adressieren Forschungslücken, die Umsetzung nachhaltiger Bewirtschaftungsmethoden sowie die Entwicklung politischer Rahmenbedingungen.

5.1 Forschungsbedarfe in der Wissenschaft

Monitoring der Bodenbiodiversität

A. Wahrung taxonomischer und ökologischer Expertise

Um die ökologische Forschung zukunftsfähig zu gestalten, muss die Ausbildung von Wissenschaftler*innen mit fundierter Artenkenntnis ein zentraler Bestandteil der Ökologie bleiben. Diese Expertise ist unerlässlich, um ökologische Fragestellungen präzise zu untersuchen, da sie detailliertes Wissen über die Ansprüche einzelner Arten und ihre ökologischen Interaktionen umfasst. Während molekularbiologische Methoden wie das DNA-Metabarcoding künftig möglicherweise taxonomische Expertise ersetzen könnten, reichen die so generierten Artenlisten allein nicht aus, um aussagekräftige Bewertungen von Ökosystemzuständen vorzunehmen. Angesichts des zunehmenden Verlusts taxonomischer und ökologischer Kenntnisse ist es daher notwendig, Arbeitsbedingungen zu schaffen, die dieses Fachgebiet für Arbeitnehmer*innen langfristig attraktiv machen.

B. Integrierte organismische Gruppen

Monitoringprogramme sollten künftig harmonisiert werden, um sowohl endogäische als auch epigäische organismische Gruppen einzubeziehen und eine umfassende Bewertung des gesamten Ökosystems Boden zu ermöglichen. In BioDivSoil haben wir die Bodenbiodiversität als die Diversität definiert, die in direkter Beziehung zum Boden steht, und dabei organismische Gruppen sowohl im als auch auf dem Boden untersucht. Unsere Analysen der Beifänge aus Bodenfallen sowie der Beutespektren von Carabidae haben gezeigt, dass direkte Interaktionen zwischen (eher) oberirdisch und (eher) unterirdisch lebenden Organismen bestehen. Wir haben gezeigt, dass besonders endogäische Tiere in der intensiven Agrarlandschaft unter Druck geraten sind. Dies führt dazu, dass epigäische Gruppen in intensiven Nutzungssituationen schneller reagieren und die Standorte besiedeln können. Bisher werden Monitoringaktivitäten meist klar zwischen im Boden und auf dem Boden getrennt, was eine integrierte Betrachtung erschwert.

C. Rahmenbedingungen zur Nutzung molekularbiologischer Methoden

Molekularbiologische Methoden zur Artenbestimmung müssen weiterentwickelt werden, um ihr volles Potenzial für die ökologische Forschung und das Biodiversitätsmonitoring auszuschöpfen. Aktuell jedoch fehlen noch zentrale Bausteine. Insbesondere sollten Datenbanken gezielt im Rahmen von finanzierten Forschungsprojekten befüllt und geographisch differenziert zugänglich gemacht werden, um die Identifikation von Arten für möglichst alle Tiergruppen und Regionen zu ermöglichen. Auch die Plausibilität von Artenlisten sollte künftig detailliert geprüft werden, um z. B. Arten mit Verbreitungsgebieten fernab der Untersuchungsgebiete zu identifizieren und ggf. herauszufiltern. Metabarcoding, eine qualitative Methode, muss in Zukunft auch quantitative Ergebnisse liefern können, da Individuenzahlen für die Bewertung von Ökosystemen essenziell sind. Diese Maßnahmen erscheinen notwendig, um etwaige Biodiversitätsüberschätzungen zu verhindern.

D. Methodische Standardisierung

Unabhängig davon, welche Methoden in Zukunft Anwendung finden, ist ihre Standardisierung für die Vergleichbarkeit der daraus resultierenden Daten unerlässlich. Dies gilt für Fangflüssigkeiten in Barberfallen ebenso wie für die Auswahl der Primer und Genregionen im DNA-Metabarcoding. Insbesondere für die DNA bezogenen Daten wird es voraussichtlich zukünftig kein Mangel an Daten geben, da Erhebungen einfach durchführbar sind. Die Herausforderung besteht vielmehr in deren Interpretation und Vergleichbarkeit hinsichtlich ökologischer Aussagekraft. Es empfiehlt sich methodisch standardisierte Monitoringprogramme zu fördern, auch über den Boden hinaus. Dabei sind Bodenfallen mit ihren umfangreichen Biodiversitätsdaten ein ergiebiger Link zwischen endogäischer Biodiversität und epigäisch gefangenen Tieren. Zudem sollte durch gezielte Forschung die Vergleichbarkeit unterschiedlicher Methoden evaluiert werden. Dieser Ansatz ermöglicht nicht nur die Erstellung methodisch einheitlicher Datensätze, sondern auch die Nutzung historischer, methodisch heterogener Daten.

Bewirtschaftungseffekte im Ackerbau

E. Bewertung einzelner Bewirtschaftungspraktiken hinsichtlich des Ökosystems

Die Auswirkungen einzelner Bewirtschaftungstechniken und -anwendungen auf Nicht-Ziel-Organismen und die verborgene Bodenbiodiversität müssen intensiver erforscht werden. Obwohl die Untersuchung von Bewirtschaftungseffekten bereits im Gange ist, besteht weiterhin erheblicher Forschungsbedarf in diesen Bereichen. Viele Effekte sind bislang nur unzureichend dokumentiert, was eine fundierte Bewertung der Konsequenzen landwirtschaftlicher Praktiken auf die Bodenbiodiversität erschwert.

F. Erfassung und Auswirkungen von multiplen Stress

Die Auswirkungen multiplen Stresses in der Landwirtschaft, insbesondere im Ackerbau, müssen umfassend erforscht werden, um das gesamte Ökosystem besser zu verstehen und zu schützen. Dabei sollte der Fokus auf dem Ökosystem als Ganzes liegen, anstatt sich auf einzelne Tiergruppen zu beschränken, da verschiedene Bewirtschaftungspraktiken unterschiedliche organismische Gruppen unterschiedlich stark beeinflussen. Voraussetzung hierfür ist ein detailliertes Wissen über die Effekte einzelner Maßnahmen auf spezifische Gruppen. Wichtige Forschungsfragen betreffen beispielsweise die Kombinationseffekte verschiedener Applikationsschemata und Strategien der Bodenbearbeitung sowie die gleichzeitige Anwendung unterschiedlicher Chemikalien. Diese Aspekte sind bislang nur sehr lückenhaft untersucht, was eine umfassende Bewertung der Auswirkungen landwirtschaftlicher Praktiken auf die Biodiversität und die Funktionalität von Ökosystemen erschwert.

5.2 Empfehlungen für die praktische Landwirtschaft

A. Förderung der Strukturvielfalt

Die Förderung der Strukturvielfalt muss ein zentrales Ziel in der Agrarlandschaft sein, da sie ein essenzieller Bestandteil für den Schutz der Biodiversität ist. Elemente wie Ackerrandstreifen, extensiv genutzte Feldraine und Heckenstrukturen beherbergen einen Großteil der Biodiversität und dienen als Trittsteinbiotope und Rückzugsorte für zahlreiche Arten und Artengruppen. Eine Gestaltung der Agrarlandschaft mit Mindestflächenanteilen solcher Elemente ist für eine ökologisch und ökonomisch nachhaltige Bewirtschaftung und den Erhalt bzw. die Wiederherstellung der langfristigen Funktionsfähigkeit von Agrarökosystemen essenziell.

B. Reduktion der Intensität und Anzahl von Stressoren

Für den langfristigen Schutz und die Förderung der Bodenbiodiversität sollte die Intensität und Anzahl von Stressoren auf Agrarflächen so weit möglich reduziert werden. Intensive landwirtschaftliche Praktiken wie der häufige Einsatz von Pflanzenschutzmitteln und chemischen Düngemitteln sowie eine starke Bodenbearbeitung verursachen erhebliche Belastungen für die Bodenorganismen. Besonders endogäische Organismen, die für Stoffumsätze nicht nur in landwirtschaftlichen Böden essenziell sind, geraten dadurch unter Druck. Ein weniger gestresstes Bodensystem fördert nicht nur die Biodiversität, sondern auch die Bodenfunktionalität, einschließlich der Kohlenstoffspeicherung, Nährstoffverfügbarkeit und Wasserhaltekapazität – wesentliche Faktoren für eine nachhaltige und effiziente Landwirtschaft. Eine minimale Intensität sollte über alle Bewirtschaftungspraktiken hinweg angestrebt werden, da keiner dieser Zweige isoliert betrachtet oder vollständig weggelassen werden kann, ohne die Funktionalität und Produktivität des Agrarökosystems zu gefährden.

C. Extensivierung des Wirtschaftsgrünlandes

Für den Erhalt und die Förderung von Biodiversität sowie deren ökologischen Funktionen in der Agrarlandschaft ist die Extensivierung des Wirtschaftsgrünlandes ein wesentlicher Baustein. Die Ergebnisse aus BioDivSoil verdeutlichen, dass extensiv genutztes Wirtschaftsgrünland nicht nur die Biodiversität über, sondern auch im Boden positiv beeinflusst. Lumbricidae, Oribatida, Collembola und weitere organismische Gruppen finden in diesen weniger gestörten Systemen geeignete Bedingungen, wodurch Bodenfunktionen wie die Kohlenstoffspeicherung und die Nährstoffdynamik verbessert werden. Gleichzeitig bieten extensiv genutzte Flächen wertvolle Trittsteinbiotope und Rückzugsräume für Fauna und Flora, die in intensiv bewirtschafteten Landschaften kaum überleben können. Eine angepasste Bewirtschaftung, die die langfristige Ertragsfähigkeit sichert, ohne die ökologische Integrität zu gefährden, ist der Schlüssel zur nachhaltigen Nutzung des Wirtschaftsgrünlandes.

5.3 Sonstige Handlungsempfehlungen

A. Bewirtschaftungsdaten für die Forschung zugänglich machen

Die systematische Bereitstellung von Bewirtschaftungsdaten ist essenziell, um Indikatoren für einen guten ökologischen Zustand zu entwickeln und wissenschaftlich fundierte Bewirtschaftungsempfehlungen ableiten zu können. Ohne präzise Informationen über die Intensität und Art der Bewirtschaftung, wie z. B. Düngemittelmengen, Pflanzenschutzmitteleinsätze oder Bodenbearbeitungstechniken, bleiben wichtige Zusammenhänge zwischen Bewirtschaftungspraktiken und deren Auswirkungen auf die Biodiversität und Bodenfunktionen unklar. Daten zu Bewirtschaftungsschritten könnten genutzt werden, um ökologische Indikatoren zu definieren und die Rückkopplung von Forschungsergebnissen in die Praxis zu gewährleisten. Durch die Analyse dieser Daten können Empfehlungen für Bewirtschaftungspraktiken formuliert werden, die sowohl ökologisch nachhaltig als auch ökonomisch tragfähig sind. Die Bereitstellung von Bewirtschaftungsdaten sollte daher nicht nur als Beitrag zur wissenschaftlichen Forschung, sondern auch als Grundlage für praxisorientierte Lösungsansätze verstanden werden, die den Zustand landwirtschaftlicher Flächen verbessern und langfristig sichern können.

B. Stärkung der interdisziplinären Kommunikation und Zusammenarbeit

Eine stärkere Kommunikation und Zusammenarbeit zwischen Wissenschaftler*innen, Landwirt*innen, politischen Entscheidungsträger*innen und der Öffentlichkeit ist entscheidend, um die in den vorherigen Abschnitten genannten Maßnahmen effektiv umzusetzen. Nur durch einen kontinuierlichen Austausch können die notwendigen wissenschaftlichen Erkenntnisse in die Praxis übertragen und gleichzeitig praktische Erfahrungen und Herausforderungen aus der Landwirtschaft in die Forschung integriert werden.

Für Themen wie die Extensivierung des Wirtschaftsgrünlandes oder die Reduktion von Stressoren ist eine enge Zusammenarbeit essenziell, um Bewirtschaftungsstrategien zu entwickeln, die sowohl ökologisch als auch ökonomisch tragfähig sind. Landwirt*innen müssen über die Vorteile biodiversitätsfördernder Maßnahmen informiert und bei deren Umsetzung unterstützt werden. Gleichzeitig können Rückmeldungen aus der Praxis helfen, Maßnahmen gezielt anzupassen und deren Akzeptanz zu erhöhen.

Auch die Entwicklung und Nutzung von Indikatoren für einen guten ökologischen Zustand erfordert eine gemeinsame Basis. Wissenschaftliche Erkenntnisse über Bodenorganismen oder Biodiversität müssen verständlich aufbereitet und mit praxisnahen Daten, wie Bewirtschaftungsinformationen, verknüpft werden. Nur so können evidenzbasierte Empfehlungen formuliert werden, die von politischen Entscheidungsträger*innen und Landwirt*innen gleichermaßen nachvollzogen und angewendet werden können.

Die Stärkung der Kommunikation schafft zudem Bewusstsein in der Öffentlichkeit, etwa für die Bedeutung der Bodenbiodiversität und die Herausforderungen einer nachhaltigen Landwirtschaft. Eine informierte Öffentlichkeit trägt dazu bei, die Bedeutung von Forschung, Monitoringprogrammen und nachhaltiger Bewirtschaftung zu erkennen und deren Umsetzung zu fördern.

Zusammenfassend sind eine enge interdisziplinäre Zusammenarbeit und Kompromissfindung unerlässlich, um die genannten Ziele zu erreichen. Sie bilden die Grundlage, um Maßnahmen in der Praxis effektiv umzusetzen und langfristig ökologisch und ökonomisch tragfähige Lösungen zu entwickeln.

Danksagung

Wir bedanken uns bei Tim Haefs, Nick Sieberichs, Rieke Wolters und Freya Zäpernick für maßgebliche Beiträge im Rahmen ihrer Abschlussarbeiten und WiHi-Jobs, bei den Mitarbeiter*innen des Institutes für Umweltforschung und des Forschungsinstitutes gaiac e.V. für vielfältige Unterstützung, bei Dr. Sarah Bourlat, Dr. Ameli Kirse und dem Team am Leibniz-Institut zur Analyse des Biodiversitätswandels sowie Prof. Henrik Krehenwinkel von der Uni Trier und Dr. Sven Weber von der University of California, Berkeley für methodische und fachliche Unterstützung, bei Dr. Hubert Höfer vom Staatlichen Naturkundemuseum Karlsruhe, Dr. Ulrich Burkhardt und Karsten Hannig für die Hilfe bei der Bestimmung ausgewählter Arten, bei der gesamten projektbegleitenden Arbeitsgruppe für Zuspruch und Anregungen während der Projektlaufzeit sowie bei allen kooperierenden Landwirt*innen, ohne welche ein solches Projekt nicht umzusetzen gewesen wäre.

Literaturverzeichnis

- Ad-hoc AG Boden. (2005). „Bodenkundliche Kartieranleitung.“ Hannover: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe in Zusammenarbeit mit den Staatlichen Geologischen Diensten.
- AG Bodenkunde. (2007). „Bodenkundliches Grundpraktikum“. Leitfaden. Oldenburg: Uni Oldenburg.
- Albrecht, M., Kleijn, D., Williams, N.M., Tschumi, M., Blaauw, B.R., Bommarco, R., Campbell, A.J., et al. (2020). „The Effectiveness of Flower Strips and Hedgerows on Pest Control, Pollination Services and Crop Yield: A Quantitative Synthesis“. *Ecology Letters* 23 (10): 1488–98. <https://doi.org/10.1111/ele.13576>.
- Andersen, K., Bird, K.L., Rasmussen, M., Haile, J., Breuning-Madsen, H., Kjær, K.H., Orlando, L., Gilbert, M.T.P., und Willerslev, E. (2012). „Meta-Barcoding of ‘Dirt’ DNA from Soil Reflects Vertebrate Biodiversity“. *Molecular Ecology* 21 (8): 1966–79. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2011.05261.x>.
- Andújar, C., Arribas, P., Yu, D.W., Vogler, A.P., und Emerson, B.C. (2018). „Why the COI barcode should be the community DNA metabarcode for the metazoa“. *Molecular Ecology* 27 (20): 3968–75. <https://doi.org/10.1111/mec.14844>.
- Bach, A., Jedamski, J., Daniels, B., und Roß-Nickoll, M. (2025). „From Lawns to Meadows: Spiders (Arachnida: Araneae) as Indicators to Measure Urban Grassland Restoration Success“. *Urban Ecosystems* 28 (1): 1–14. <https://doi.org/10.1007/s11252-024-01626-x>.
- Bach, A., Roß-Nickoll, M., Holstein, J., Ottermanns, R., Raub, F., Triebel, D., Weiss, M., Wendt, I., und Höfer, H. (2023). „Improved access to arachnological data for ecological research through the ARAMOB data repository, supported by Diversity Workbench and NFDI data pipelines“. *Arachnologische Mitteilungen: Arachnology Letters* 66 (1): 79–85. <https://doi.org/10.30963/aramit6609>.
- Bach, A., Zäpernick, F., und Stratemann, L. (2023). „The first record of *Diplocephalus graecus* (Araneae: Linyphiidae) in Germany with comments on its range expansion“. *Arachnologische Mitteilungen: Arachnology Letters* 65 (1): 13–17. <https://doi.org/10.30963/aramit6504>.
- Barber, H.S. (1931). „Traps for Cave-Inhabiting Insects“. *Journal of the Elisha Mitchell Scientific Society* 46 (2): 259–66.
- Beck, L., und Woas, S. (2005). „Oribatiden (Hornmilben)“. Herausgegeben von Bundesverband Boden e. V. (BVB). *Biologische Charakterisierung von Böden. Ansatz zur Bewertung des Bodens als Lebensraum für Bodenorganismen im Rahmen von Planungsprozessen. Anhang 3: Informationen zur Eignung verschiedener Bodenorganismengruppen zur Bewertung von Böden im Rahmen von Planungsverfahren.*, 16–19.
- Begerow, D., Nilsson, H., Unterseher, M., und Maier, W. (2010). „Current State and Perspectives of Fungal DNA Barcoding and Rapid Identification Procedures“. *Applied Microbiology and Biotechnology* 87 (1): 99–108. <https://doi.org/10.1007/s00253-010-2585-4>.
- Benito, J.C.S., und Janssens, F. (2012). „Checklist of the Collembola: Key to the species of Mesaphorura“. 2012. Heruntergeladen am 24. November 2023. <http://collembola.org/key/mesaphor.html>.
- Beylich, A., und Graefe, U. (2007). „Lumbriciden in der Boden-Dauerbeobachtung: Darstellung von Referenzbereichen, Baselines und Veränderungstendenzen an Beispielen aus

- Norddeutschland“. Herausgegeben von Umweltbundesamt. *UBA TEXTE 34/07*, Bodenbiologische Bewertung von Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF) anhand von Lumbriciden Workshop in Weimar 30. November bis 01. Dezember 2006, , 33–53.
- Beylich, A., und Graefe, U. (2009). „Investigations of Annelids at Soil Monitoring Sites in Northern Germany: Reference Ranges and Time-Series Data“. *Soil Organisms* 81 (2): 175–96.
- Beylich, A., und Graefe, U. (2010). „Regenwürmer und Kleinringelwürmer als Bioindikatoren im Bodenmonitoring“.
- Bispo, A., Cluzeau, D., Creamer, R., Dombos, M., Graefe, U., Krogh, P., Sousa, J., et al. (2009). „Indicators for Monitoring Soil Biodiversity“. *Integr Environ Assess Manag* 5:717–19.
- Braun-Blanquet, J. (1964). *Pflanzensoziologie*. 3. Aufl. Vienna: Springer Vienna. Heruntergeladen am 2. März 2023. <https://doi.org/10.1007/978-3-7091-8110-2>.
- Bretfeld, G. (1999). *Synopses on Palaearctic Collembola. Volume 2. Symphypleona*. Bd. 71. Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz.
- Broll, G., Bellingrath-Kimura, S.D., Eser, U., Fürst, C., Grathwohl, P., Guggenberger, G., Hansjürgens, B., et al. (2024). „Bodenbiodiversität unverzichtbar für den Klimaschutz und die Bereitstellung natürlicher Ressourcen“. Positionspapier. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. Heruntergeladen am 28. Januar 2025. <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/bodenbiodiversitaet-unverzichtbar-fuer-den>.
- Bundesamt für Naturschutz. (2019). „Einheitlicher Methodenleitfaden ‚Insektenmonitoring‘“. 2019. Heruntergeladen am 24. November 2023. https://www.bfn.de/sites/default/files/2021-08/methodenleitfaden_insektenmonitoring_2019_0.pdf.
- Bundesamt für Naturschutz. (2023). „Insektenmonitoring“. 2023. Heruntergeladen am 11. Oktober 2024. <https://www.bfn.de/insektenmonitoring>.
- Burkhardt, U., Russell, D.J., Decker, P., Döhler, M., Höfer, H., Lesch, S., Rick, S., et al. (2014). „The Edaphobase Project of GBIF-Germany—A New Online Soil-Zoological Data Warehouse“. *Applied Soil Ecology* 83 (November):3–12. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2014.03.021>.
- Cadre, J.L., Klemp, F.L., Bálint, M., Scheu, S., und Schaefer, I. (2024). „Applicability and Perspectives for DNA Barcoding of Soil Invertebrates“. *PeerJ* 12 (Juli):e17709. <https://doi.org/10.7717/peerj.17709>.
- Ceulemans, R., Gaedke, U., Klauschies, T., und Guill, C. (2019). „The Effects of Functional Diversity on Biomass Production, Variability, and Resilience of Ecosystem Functions in a Tritrophic System“. *Scientific Reports* 9 (1): 7541. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-43974-1>.
- Chen, X.D., Dunfield, K.E., Fraser, T.D., Wakelin, S.A., Richardson, A.E., und Condrón, L.M. (2019). „Soil Biodiversity and Biogeochemical Function in Managed Ecosystems“. *Soil Research* 58 (1): 1–20. <https://doi.org/10.1071/SR19067>.
- Chisté, M.N., Mody, K., Kunz, G., Gunczy, J., und Blüthgen, N. (2018). „Intensive land use drives small-scale homogenization of plant- and leafhopper communities and promotes generalists“. *Oecologia* 186 (2): 529–40. <https://doi.org/10.1007/s00442-017-4031-0>.
- Christian, E., und Zicsi, A. (1999). „Ein synoptischer Bestimmungsschlüssel der Regenwürmer Österreichs (Oligochaeta: Lumbricidae)“, 11.
- Clough, Y., Kruess, A., Kleijn, D., und Tscharrntke, T. (2005). „Spider Diversity in Cereal Fields: Comparing Factors at Local, Landscape and Regional Scales“. *Journal of Biogeography* 32 (11): 2007–14. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01367.x>.

- Csuzdi, C., und Zicsi, A. (2003). *Earthworms of Hungary (Annelida: Oligochaeta, Lumbricidae)*. Budapest: Hungarian Natural History Museum. Heruntergeladen am 19. April 2022. <https://doi.org/10.5281/zenodo.4309820>.
- De Cáceres, M., und Legendre, P. (2009). „Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference.“ *Ecology* 90:3566–74.
- De Heij, S.E., und Willenborg, C.J. (2020). „Connected Carabids: Network Interactions and Their Impact on Biocontrol by Carabid Beetles“. *BioScience* 70 (6): 490–500. <https://doi.org/10.1093/biosci/biaa039>.
- Dufrêne, M., und Legendre, P. (1997). „Species Assemblages and Indicator Species: The Need for a Flexible Asymmetrical Approach“. *Ecological Monographs* 67 (3): 345–66. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(1997\)067\[0345:SAAIST\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(1997)067[0345:SAAIST]2.0.CO;2).
- EEA (European Environment Agency). (2023). „Soil monitoring in Europe – Indicators and thresholds for soil health assessments“. EEA Report 08/2022. European Environment Agency.
- Eitzinger, B., Micic, A., Körner, M., Traugott, M., und Scheu, S. (2013). „Unveiling soil food web links: New PCR assays for detection of prey DNA in the gut of soil arthropod predators“. *Soil Biology and Biochemistry* 57 (Februar):943–45. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.09.001>.
- Filser, J. (2000). „Sinn und Unsinn der Bewertung von Standorteigenschaften mit Mesofaunagemeinschaften.“ In *Bewertung von Mesofauna-Gemeinschaften für Standort-Eigenschaften*. Innsbruck, Österreich.
- Filser, J., und Fromm, H. (1995). „The Vertical Distribution of Collembola in an Agricultural Landscape“. *Bulletin Entomologique de Pologne* 64:99–112.
- Filser, J., Mebes, K.-H., Winter, K., Lang, A., und Kampichler, C. (2002). „Long-Term Dynamics and Interrelationships of Soil Collembola and Microorganisms in an Arable Landscape Following Land Use Change“. *Geoderma* 105 (3–4): 201–21. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(01\)00104-5](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(01)00104-5).
- Fjellberg, A. (1998). „The Collembola of Fennoscandia and Denmark. Part I: Poduromorpha.“ In *Fauna Entomologica Scandinavica*, 38:184. Leiden: Brill.
- Fjellberg, A. (2007). „The Collembola of Fennoscandia and Denmark. Part II: Entomobryomorpha and Symphypleona.“ In *Fauna Entomologica Scandinavica*, 42:264. Leiden: Brill.
- Förster, M. (2003). „Regulation der Nährstoffflüsse durch gezielte Veränderungen der physikalisch-chemischen Randbedingungen in einem ökosystemaren Verbund“. Dissertation, Oldenburg: Crl von Ossietzky Universität.
- Freude, H., Harde, K.W., und Lohse, G.A. (1976). *Adephaga 1 (Carabidae)*. Bd. 2. Die Käfer Mitteleuropas. Krefeld: Goecke & Evers.
- Freude, H., Harde, K.W., und Lohse, G.A. (2004). *Die Käfer Mitteleuropas: Adephaga 1 Carabidae (Laufkäfer)*. 2. Aufl. Elsevier Spektrum Akademischer Verlag.
- Gallé, R., Császár, P., Makra, T., Gallé-Szpisjak, N., Ladányi, Z., Torma, A., Ingle, K., und Szilassi, P. (2018). „Small-Scale Agricultural Landscapes Promote Spider and Ground Beetle Densities by Offering Suitable Overwintering Sites“. *Landscape Ecology* 33 (8): 1435–46. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0677-1>.
- Gallé, R., Happe, A.-K., Baillod, A.B., Tscharrntke, T., und Batáry, P. (2019). „Landscape Configuration, Organic Management, and within-Field Position Drive Functional Diversity of

- Spiders and Carabids“. *Journal of Applied Ecology* 56 (1): 63–72. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13257>.
- Gareau, T.P., Voortman, C., und Barbercheck, M. (2020). „Carabid Beetles (Coleoptera: Carabidae) Differentially Respond to Soil Management Practices in Feed and Forage Systems in Transition to Organic Management“. *Renewable Agriculture and Food Systems* 35 (6): 608–25. <https://doi.org/10.1017/S1742170519000255>.
- Gergőcs, V., und Hufnagel, L. (2009). „Application of Oribatid Mites as Indicators (Review)“. *Applied Ecology and Environmental Research* 7 (1): 79–98. https://doi.org/10.15666/aeer/0701_079098.
- Gisin, H. (1984). *Collembolenfauna Europas*. 2. Aufl. Geneva, Switzerland: Museum d'histoire naturelle.
- Gossner, M.M., Lewinsohn, T.M., Kahl, T., Grassein, F., Boch, S., Prati, D., Birkhofer, K., et al. (2016). „Land-Use Intensification Causes Multitrophic Homogenization of Grassland Communities“. *Nature* 540 (7632): 266–69. <https://doi.org/10.1038/nature20575>.
- Graefe, U., und Beylich, A. (2005). „Anneliden (Regenwürmer und Kleinringelwürmer)“. Herausgegeben von Bundesverband Boden e. V. *Biologische Charakterisierung von Böden. Ansatz zur Bewertung des Bodens als Lebensraum für Bodenorganismen im Rahmen von Planungsprozessen. Anhang 3: Informationen zur Eignung verschiedener Bodenorganismengruppen zur Bewertung von Böden im Rahmen von Planungsverfahren.*, 9–13.
- Graff, O. (1953). „Die Regenwürmer Deutschlands“. *Forschungsanstalt für Landwirtschaft Braunschweig-Völkenrode* 7:1–70.
- Habel, J.C., Ulrich, W., Biburger, N., Seibold, S., und Schmitt, T. (2019). „Agricultural Intensification Drives Butterfly Decline“. *Insect Conservation and Diversity* 12 (4): 289–95. <https://doi.org/10.1111/icad.12343>.
- Hallmann, C.A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., et al. (2017). „More than 75 Percent Decline over 27 Years in Total Flying Insect Biomass in Protected Areas“. *PLOS ONE* 12 (10): e0185809. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809>.
- Harta, I., Simon, B., Vinogradov, S., und Winkler, D. (2021). „Collembola communities and soil conditions in forest plantations established in an intensively managed agricultural area“. *Journal of Forestry Research* 32 (5): 1819–32. <https://doi.org/10.1007/s11676-020-01238-z>.
- Hausmann, A., Höcherl, A., Niessner, A., Zakharov, E., Dolynskij, S., und Diller, J. (2021). „Accurate Decontamination of Insects from Bulk Samples Does Not Affect DNA Sequencing Success“. *Spixiana* 44 (1): 71–76.
- Hausmann, A., Krogmann, L., Peters, R.S., Rduch, V., und Schmidt, S. (2020). „GBOL III: Dark taxa: Researchers launch new BIOSCAN project that aims to illuminate thousands of new insect species on Germany's doorstep“. *iBOL Barcode Bulletin* 10 (1).
- Helmholtz Zentrum für Umweltforschung. (2023). „Dürren in Deutschland“. 2023. Heruntergeladen am 6. Dezember 2023. <https://www.ufz.de/index.php?de=47252>.
- Hövmeyer, K. (1999). „Diversity patterns in terrestrial dipteran communities“. *Journal of Animal Ecology* 68 (2): 400–416. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2656.1999.00292.x>.
- Huszarik, M., Röder, N., Eberhardt, L., Kennedy, S., Krehenwinkel, H., Schwenk, K., und Entling, M.H. (2023). „External DNA Contamination and Efficiency of Bleach Decontamination

- for Arthropod Diet Analysis“. *Environmental DNA* 5 (3): 540–50. <https://doi.org/10.1002/edn3.410>.
- Irmeler, U. (2018). „Which carabid species (Coleoptera: Carabidae) profit from organic farming after a succession of 15 years?“ *Agriculture, Ecosystems & Environment* 263 (August):1–6. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.02.019>.
- ISO Guideline. (2006). „Soil quality - Sampling of soil invertebrates Part 2: Sampling and extraction of micro-arthropods (Collembola and Acarina)“. 23611–2.
- ISO Guideline. (2018). „Soil quality — Sampling of soil invertebrates — Part 1: Hand-sorting and extraction of earthworms. ISO 23611-1:2018(E)“.
- Ivens, A.B.F., Kronauer, D.J.C., Pen, I., Weissing, F.J., und Boomsma, J.J. (2012). „Reproduction and dispersal in an ant-associated root aphid community“. *Molecular Ecology* 21 (17): 4257–69. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2012.05701.x>.
- Jongman, R.H.G. (2002). „Homogenisation and fragmentation of the European landscape: ecological consequences and solutions“. *Landscape and Urban Planning, Fragmentation and Land Use Planning: Analysis and beyond?*, 58 (2): 211–21. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(01\)00222-5](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(01)00222-5).
- Jordana, R. (2012). *Capbryinae & Entomobryini*. 1. Aufl. Bd. 7. Synopses on Palaearctic Collembola. Senckenberg Museum für Naturkunde Görlitz.
- Kaufmann-Boll, C., Kastler, M., Müller, F., Kern, M., Toschki, A., Oellers, J., Steffens, M., et al. (in prep.). „Abschlussbericht zum Forschungsprojekt: Ausbau und Weiterentwicklung bodenbezogener Indikatoren für die nationale und EU-weite Berichterstattung zur Klimaanpassung und zum Klimaschutz. REFOPLAN des Bundesministeriums Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz, Forschungskennzahl 3722 74 201 0“. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.
- Kaufmann-Boll, C., Kern, M., Kappler, W., Kastler, M., Müller, F., Niederschmidt, S., Oellers, J., et al. (2022). „Konzeption und Umsetzung eines Klimafolgen-Bodenmonitoring-Verbunds für Bodenbiologie und organische Bodensubstanz“. Abschlussbericht 67/2022. UBA Texte.
- Knapp, M., und Řezáč, M. (2015). „Even the Smallest Non-Crop Habitat Islands Could Be Beneficial: Distribution of Carabid Beetles and Spiders in Agricultural Landscape“. *PLOS ONE* 10 (4): e0123052. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0123052>.
- Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg. (2023). „Insektenmonitoring“. 2023. Heruntergeladen am 11. Oktober 2024. <https://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/natur-und-landschaft/insektenmonitoring>.
- Lehmitz, R., Römbke, J., Graefe, U., Beylich, A., und Krück, S. (2016). „Rote Liste und Gesamtartenliste der Regenwürmer (Lumbricidae et Criodrillidae) Deutschlands“. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 70 (4): 565–95.
- Lennartz, F., und Roß-Nickoll, M. (1999). *Der bioökologisch-soziologische Klassifikationsansatz zur Erfassung und Abgrenzung von Ökosystemtypen: Ein Weg zum Monitoring belasteter Ökosysteme?* Print. Landsberg: ecomed.
- Leyer, I., und Wesche, K. (2007). *Multivariate Statistik in der Ökologie. Eine Einführung*. Springer.
- Lindberg, N. (2003). „Soil Fauna and Global Change - Responses to Experimental Drought, Irrigation, Fertilisation and Soil Warming“. PhD Thesis, Uppsala: Swedish University of Agricultural Sciences.

- Lindner, E.N., Voigtländer, K., und Reip, H.S. (2010). „Hundert-und Tausendfüßer (Myriapoda: Chilopoda, Diplopoda) aus der Lüneburger Heide (Niedersachsen).“ *Schubartiana*, Nr. 4, 35–48.
- Liu, Y., Rothenwöhrer, C., Scherber, C., Batáry, P., Elek, Z., Steckel, J., Erasmi, S., Tschardtke, T., und Westphal, C. (2014). „Functional Beetle Diversity in Managed Grasslands: Effects of Region, Landscape Context and Land Use Intensity“. *Landscape Ecology* 29 (3): 529–40. <https://doi.org/10.1007/s10980-014-9987-0>.
- MacFadyen, A. (1961). „Improved Funnel-Type Extractors for Soil Arthropods“. *Journal of Animal Ecology* 30 (1): 171–84.
- Magura, T., Tóthmérész, B., und Molnár, T. (2008). „A species-level comparison of occurrence patterns in carabids along an urbanisation gradient“. *Landscape and Urban Planning* 86 (2): 134–40. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.01.005>.
- Mangels, J., Fiedler, K., Schneider, F.D., und Blüthgen, N. (2017). „Diversity and trait composition of moths respond to land-use intensification in grasslands: generalists replace specialists“. *Biodiversity and Conservation* 26 (14): 3385–3405. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1411-z>.
- Martin, M. (2011). „Cutadapt removes adapter sequences from high-throughput sequencing reads“. *EMBnet journal; Vol 17, No 1: Next Generation Sequencing Data Analysis*. <https://doi.org/10.14806/ej.17.1.200>.
- Mateos, E. (2008). „The European Lepidocyrtus Bourlet, 1839 (Collembola: Entomobryidae).“ *Zootaxa* 1769:35–59.
- Miyashita, T., Chishiki, Y., und Takagi, S.R. (2012). „Landscape Heterogeneity at Multiple Spatial Scales Enhances Spider Species Richness in an Agricultural Landscape“. *Population Ecology* 54 (4): 573–81. <https://doi.org/10.1007/s10144-012-0329-2>.
- Montes, M., und Gleiser, R.M. (2024). „Why Do Spiders Balloon? A Review of Recent Evidence“. *Journal of Insect Conservation* 29 (1): 9. <https://doi.org/10.1007/s10841-024-00642-8>.
- Muhammad, N., Zvobgo, G., und Guo-ping, Z. (2018). „A review: the beneficial effect of aluminum on plant growth in acid soil and the possible mechanisms“. *Journal of Integrative Agriculture* 17 (0). [https://doi.org/10.1016/S2095-3119\(18\)61991-4](https://doi.org/10.1016/S2095-3119(18)61991-4).
- Müller, P., Neuhoﬀ, D., Nabel, M., Schiffers, K., und Döring, T.F. (2022). „Tillage Effects on Ground Beetles in Temperate Climates: A Review“. *Agronomy for Sustainable Development* 42 (4): 65. <https://doi.org/10.1007/s13593-022-00803-6>.
- Nabel, M., Selig, C., Gundlach, J., Decken, H. v. d., Klein, M., und Jessel, B. (2021). „BfN Bodenreport: Vielfältiges Bodenleben - Grundlage für Naturschutz und nachhaltige Landwirtschaft“. Bodenreport. Bonn, Bad Godesberg: BfN. Heruntergeladen am 20. Januar 2021. https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/landwirtschaft/Dokumente/210108_BodenBioDiv-Report.pdf.
- Nentwig, W., Blick, T., Bosmans, R., Hänggi, A., Kropf, C., und Stäubli, A. (2024). „Spiders of Europe“. 2024. Heruntergeladen am 9. Dezember 2024. <https://araneae.nmbe.ch/>.
- Nielsen, B., und Nielsen, L. (2004). „Seasonal aspects of sciarid emergence in arable land (Diptera: Sciaridae)“. *Pedobiologia* 48 (Mai):231–44. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2004.01.001>.
- Noll, N.W., Scherber, C., und Schäffler, L. (2023). „taxalogue: a toolkit to create comprehensive CO1 reference databases“. *PeerJ* 11:e16253.

- Oellers, J., Burkhardt, U., und Hannig, K. (2020). „Die Springschwänze (Hexapoda, Collembola) einer Sandabgrabung bei Haltern-Flaesheim (Kreis Recklinghausen, Nordrhein-Westfalen).“ Herausgegeben von K. Hannig. *Zur Fauna und Flora einer Sandabgrabung bei Haltern-Flaesheim. Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde* 94:681–98.
- Oellers, J., Fürste, A., Hannig, K., Koslowski, S., Miller, S., Peeters, S., Theves, F., und Toschki, A. (2022). „Standardisierte Erfassung der Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) und der Biomasse der Bodenarthropoden auf Ackerflächen – ein Beitrag aus dem landesweiten Insektenmonitoring in Baden-Württemberg“. *Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg* 81:60.
- Oellers, J., Toschki, A., Mathews, J., und Kaufmann-Boll, C. (2022). „Vernetzung von Bodenmonitoring- Aktivitäten in Deutschland. Chancen für die Bodenbiodiversität“. *Bodenschutz* 2:54–62.
- Oger, P. (2024). „Les araignées de Belgique et de France“. 2024. Heruntergeladen am 9. Dezember 2024. <https://arachno.piwigo.com/>.
- Oksanen, J., Simpson, G.L., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O’Hara, R.B., et al. (2022). „Vegan: Community Ecology Package. R Package Version 2.6-4“. Heruntergeladen am 31. Oktober 2024. <<https://CRAN.R-project.org/package=vegan>>.
- Oliveira-Hofman, C., Victor, V.S., Meinke, L.J., und Peterson, J.A. (2020). „Molecular Gut-Content Analysis of Adult Ground Beetles (Coleoptera: Carabidae) Provides No Evidence of Predation of Western Corn Rootworm (Coleoptera: Chrysomelidae) in a Nebraska Corn Agroecosystem“. *Journal of Entomological Science* 55 (4): 448–61. <https://doi.org/10.18474/0749-8004-55.4.448>.
- Oliverio, A.M., Gan, H., Wickings, K., und Fierer, N. (2018). „A DNA metabarcoding approach to characterize soil arthropod communities“. *Soil Biology and Biochemistry* 125 (Oktober):37–43. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.06.026>.
- Perner, J., und Malt, S. (2003). „Assessment of changing agricultural land use: response of vegetation, ground-dwelling spiders and beetles to the conversion of arable land into grassland“. *Biotic Indicators for Biodiversity and Sustainable Agriculture* 98 (1): 169–81. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(03\)00079-3](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(03)00079-3).
- Piñol, J., Senar, M.A., und Symondson, W.O.C. (2019). „The Choice of Universal Primers and the Characteristics of the Species Mixture Determine When DNA Metabarcoding Can Be Quantitative“. *Molecular Ecology* 28 (2): 407–19. <https://doi.org/10.1111/mec.14776>.
- Platen, R., und Broen, B. von. (2005). *Gesamtartenliste und Rote Liste der Webspinnen und Weberknechte (Arachnida: Araneae, Opiliones) des Landes Berlin*. 2005.
- Plath, E., Rischen, T., Mohr, T., und Fischer, K. (2021). „Biodiversity in agricultural landscapes: Grassy field margins and semi-natural fragments both foster spider diversity and body size“. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 316 (August):107457. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107457>.
- Pomorski, R.J. (1990). „Morphological-systematic studies on the variability of pseudocelli and some morphological characters in *Onychiurus* of the “armatus-group” (Collembola, Onychiuridae). Part II. On synonyms within the “armatus-group”, with special reference to diagnostic characters.“ *Annales Zoologici* 43:535–75.

- Potapov, M. (2001). *Synopses on Palaearctic Collembola. Volume 3. Isotomidae*. Bd. 73. Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz. Görlitz.
- Pywell, R.F., James, K.L., Herbert, I., Meek, W.R., Carvell, C., Bell, D., und Sparks, T.H. (2005). „Determinants of overwintering habitat quality for beetles and spiders on arable farmland“. *Biological Conservation* 123 (1): 79–90. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.10.010>.
- Raiffeisen Rhein-Ahr-Eifel Handelsgesellschaft mbH. (2024). „Wasseranalysen, Bodenanalysen, Pflanzenanalysen - Raiffeisen-Laborservice“. Unsere Analysemethoden. 2024. Heruntergeladen am 13. Februar 2025. <https://www.raiffeisen-laborservice.de/service/Analysemethoden>.
- Rischen, T., Kaffenberger, M., Plath, E., Wolff, J., und Fischer, K. (2023). „Configurational landscape heterogeneity: Crop-fallow boundaries enhance the taxonomic diversity of carabid beetles and spiders“. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 341 (Januar):108194. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108194>.
- Rognes, T., Flouri, T., Nichols, B., Quince, C., und Mahé, F. (2016). „VSEARCH: a versatile open source tool for metagenomics“. Herausgegeben von Tomas Hrbek. *PeerJ* 4 (Oktober):e2584. <https://doi.org/10.7717/peerj.2584>.
- Roß-Nickoll, M., Fürste, A., Mause, R., Ottermanns, R., Schäfer, S., Smolis, M., Theißen, B., Toschki, A., und Ratte, H.T. (2004). „Die Arthropodenfauna von Nichtzielflächen und die Konsequenzen für die Bewertung der Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf den terrestrischen Bereich des Naturhaushaltes“. *UBA Texte, UBA Texte, 10/04* (Februar):169.
- Rouabah, A., Villerd, J., Amiaud, B., Plantureux, S., und Lasserre-Joulin, F. (2015). „Response of carabid beetles diversity and size distribution to the vegetation structure within differently managed field margins“. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 200 (Februar):21–32. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.10.011>.
- Russell, D.J. (2005). „Collembolen (Springschwänze)“. Herausgegeben von Bundesverband Boden e. V. (BVB). *Biologische Charakterisierung von Böden. Ansatz zur Bewertung des Bodens als Lebensraum für Bodenorganismen im Rahmen von Planungsprozessen. Anhang 3: Informationen zur Eignung verschiedener Bodenorganismengruppen zur Bewertung von Böden im Rahmen von Planungsverfahren*, 19–22.
- Salamon, J.-A., Schaefer, M., Alphei, J., Schmid, B., und Scheu, S. (2004). „Effects of Plant Diversity on Collembola in an Experimental Grassland Ecosystem“. *Oikos* 106 (1): 51–60. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2004.12905.x>.
- Salat-Moltó, A., Caballero-López, B., Pérez-Hidalgo, N., Michelena, J.M., Ferrer Suay, M., Guerrieri, E., und Blanco-Moreno, J.M. (2023). „Not All Field Margins Are Equally Useful: Effects of the Vegetation Structure of Margins on Cereal Aphids and Their Natural Enemies“. *Insects* 14 (2): 156. <https://doi.org/10.3390/insects14020156>.
- Šarauski, E., Buragienė, S., Romaneckas, K., Masilionytė, L., Kriaučiūnienė, Z., Sakalauskas, A., Jasinskis, A., und Karayel, D. (2014). „Deep, shallow and no-tillage on effects on soil compaction parameters“. *Engineering for rural development*.
- Seibold, S., Gossner, M.M., Simons, N.K., Blüthgen, N., Müller, J., Ambarlı, D., Ammer, C., et al. (2019). „Arthropod Decline in Grasslands and Forests Is Associated with Landscape-Level Drivers“. *Nature* 574 (7780): 671–74. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1684-3>.

- Shaheb, M.R., Venkatesh, R., und Shearer, S.A. (2021). „A Review on the Effect of Soil Compaction and Its Management for Sustainable Crop Production“. *Journal of Biosystems Engineering* 46 (4): 417–39. <https://doi.org/10.1007/s42853-021-00117-7>.
- Sims, R.W., und Gerard, B.M. (1999). „Earthworms“. In *Synopses of the British Fauna*, herausgegeben von Kermack, D. M. und Barnes S. K., 1–171. London: Brill/Backhuys.
- Skarzynski, D. (2000). „A Redescription of *Ceratophysella Stercoraria* (STACH, 1963) (Collembola: Hypogastruridae)“. *Genus* 11 (1): 1–6.
- Stratemann, L., Walter, R., Nabel, M., Oellers, J., Schröder, L., Toschki, A., und Roß-Nickoll, M. (2024). „Nutzung von Regenwürmern als Zeiger guter Bodenfruchtbarkeit“. *PraxisInfo*, Nr. 11, 5.
- Taberlet, P., Prud'homme, S.M., Campione, E., Roy, J., Miquel, C., Shehzad, W., Gielly, L., et al. (2012). „Soil Sampling and Isolation of Extracellular DNA from Large Amount of Starting Material Suitable for Metabarcoding Studies“. *Molecular Ecology* 21 (8): 1816–20. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2011.05317.x>.
- Theißen, B. (2010). „Die Collembolenzönosen ausgewählter Feldraine in drei unterschiedlichen Agrarlandschaften Deutschlands und die Bedeutung der Bodenfauna in der ökologischen Risikobewertung stofflicher Beeinträchtigungen aus der Agrarpaxis“. Aachen: Shaker.
- Thibaud, J.-M., Schulz, H.-J., und Da Gama Assalino, M.M. (2004). *Synopses on Palaearctic Collembola. Volume 4. Hypogastruridae*. Bd. 75. Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz. Görlitz.
- Thomas, C.F.G., und Marshall, E.J.P. (1999). „Arthropod abundance and diversity in differently vegetated margins of arable fields“. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 72 (2): 131–44. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(98\)00169-8](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(98)00169-8).
- Tischler, W. (1947). „Über die Grundbegriffe synökologischer Forschung“. *Biologische Zentralbibliothek* 66:49–56.
- Toivonen, M. (2016). „Enhancing Farmland Biodiversity through Environmental Fallows: Effects of Fallow Type and Landscape“. Dissertation, Helsinki: University of Helsinki.
- Toschki, A. (2008). „Eignung unterschiedlicher Monitoring-Methoden als Grundlage zum Risk Assessment für Agrarsysteme - Am Beispiel einer bioökologischen Reihenuntersuchung und einer Einzelfallstudie -“. Flur.
- Toschki, A., Burkhardt, U., Haase, H., Höfer, H., Jänisch, S., Oellers, J., Römbke, J., et al. (2021). „Die Edaphobase-Länderstudien. Synökologische Untersuchungen von Bodenorganismen in einem Biotop- und Standortgradienten in Deutschland 2014–2018.“ *Peckiana* 14:380.
- Turbé, A., Toni, A. de, Benito, P., Lavelle, P., Lavelle, P., Camacho, N.R., Putten, W.H. van D., Labouze, E., und Mudgal, S. (2010). „Soil Biodiversity: Functions, Threats and Tools for Policy Makers“, Februar. Heruntergeladen am 17. Dezember 2024. <https://hal-bioemco.ccsd.cnrs.fr/bioemco-00560420>.
- Umweltbundesamt, Hrsg. (2007). „Bodenbiologische Bewertung von Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF) anhand von Lumbriciden“. *UBA TEXTE* 34/07:158.
- Urhan, R., Katılmış, Y., und Kahveci, A.Ö. (2006). „Vertical distribution of oribatid mites (Acari: Oribatida) and some ecological parameters affecting the distribution pattern in south-west Turkey“. *Zoology in the Middle East* 37 (1): 99–105. <https://doi.org/10.1080/09397140.2006.10638153>.

- Vamos, E.E., Elbrecht, V., und Leese, F. (2017). „Short COI Markers for Freshwater Macroinvertebrate Metabarcoding“. e3037v2. PeerJ Inc. Heruntergeladen am 16. Dezember 2024. <https://doi.org/10.7287/peerj.preprints.3037v2>.
- Villéger, S., Mason, N.W.H., und Mouillot, D. (2008). „New Multidimensional Functional Diversity Indices for a Multifaceted Framework in Functional Ecology“. *Ecology* 89 (8): 2290–2301. <https://doi.org/10.1890/07-1206.1>.
- Wagner, D.L. (2020). „Insect Declines in the Anthropocene“. *Annual Review of Entomology* 65 (Volume 65, 2020): 457–80. <https://doi.org/10.1146/annurev-ento-011019-025151>.
- Walter, R., und Burmeister, J. (2019). „Regenwürmer in bayerischen Ackerböden“. Merkblatt. Heruntergeladen am 13. April 2021. https://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/publikationen/daten/merkblaetter/regenwuermer-ackerboeden_lfl-merkblatt.pdf.
- Wang, Z., Tao, T., Wang, H., Chen, J., Small, G.E., Johnson, D., Chen, J., et al. (2023). „Forms of Nitrogen Inputs Regulate the Intensity of Soil Acidification“. *Global Change Biology* 29 (14): 4044–55. <https://doi.org/10.1111/gcb.16746>.
- Watts, C., Dopheide, A., Holdaway, R., Davis, C., Wood, J., Thornburrow, D., und Dickie, I.A. (2019). „DNA Metabarcoding as a Tool for Invertebrate Community Monitoring: A Case Study Comparison with Conventional Techniques“. *Austral Entomology* 58 (3): 675–86. <https://doi.org/10.1111/aen.12384>.
- Weigmann, G. (2006). *Hornmilben (Oribatida)*. Bd. 76. Die Tierwelt Deutschlands.
- Wills, B.D., und Landis, D.A. (2018). „The role of ants in north temperate grasslands: a review“. *Oecologia* 186 (2): 323–38. <https://doi.org/10.1007/s00442-017-4007-0>.
- Yu, D.W., Ji, Y., Emerson, B.C., Wang, X., Ye, C., Yang, C., und Ding, Z. (2012). „Biodiversity Soup: Metabarcoding of Arthropods for Rapid Biodiversity Assessment and Biomonitoring“. *Methods in Ecology and Evolution* 3 (4): 613–23. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2012.00198.x>.
- Zimdars, B., und Dunger, W. (1994). *Synopses on Palaearctic Collembola. Volume I. Tullberginae*. Bd. 68. Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz. Görlitz.

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Übersicht über die 26 in 2021 beprobten Standorte sowie die ergänzenden Standorte aus dem Projekt Edaphobase.....	11
Abb. 2:	Probenahmedesign im Versuchsjahr 2021	15
Abb. 3:	Bodenkernstecher mit Bodenprobe und Aussortierung von Lumbricidae	17
Abb. 4:	Bodenfalle nach Barber	18
Abb. 5:	Hauptkomponentenanalyse mit Umweltfaktoren	27
Abb. 6:	Fundorte der Lumbriciden-Art <i>Satchellius mammalis</i>	33
Abb. 7:	Artengruppen der Oribatida, die in den Acker-, Grünland- und Feldrainstandorten nachgewiesen wurden	39
Abb. 8:	Hauptkomponentenanalyse der Oribatidendaten.....	41
Abb. 9:	Artengruppen der Collembola, die in den Acker-, Grünland- und Feldrainstandorten nachgewiesen wurden	43
Abb. 10:	Hauptkomponentenanalyse der Collembolendaten.....	44
Abb. 11:	Individuen- und Artenzahlen von Carabidae und Araneae.....	46
Abb. 12:	Kanonische Korrespondenzanalyse der Carabidengemeinschaft.....	49
Abb. 13:	Kanonische Korrespondenzanalyse der Araneengemeinschaft.....	52
Abb. 14:	Kreisdiagramm der Verteilung der gefundenen Arten auf die verschiedenen taxonomischen Klassen	53
Abb. 15:	Kreisdiagramm der anteiligen Verteilung der gefundenen Arten auf die verschiedenen taxonomischen Ordnungen	54
Abb. 16:	Mittlere Artenzahl der untersuchten Landnutzungstypen Acker, Feldrain und Grünland.....	55
Abb. 17:	Principial Component Analysis der Arten, die mit environmental DNA gefunden wurden	56
Abb. 18:	Kreisdiagramm der Verteilung der gefundenen Arten auf die verschiedenen taxonomischen Klassen	57
Abb. 19:	Kreisdiagramm der anteiligen Verteilung der gefundenen Arten auf die verschiedenen taxonomischen Ordnungen	57
Abb. 20:	Mittlere Artenzahl der untersuchten Landnutzungstypen Acker, Feldrain und Grünland.....	58
Abb. 21:	Principial Component Analysis der in den Bodenfallen enthaltenen Arten	59
Abb. 22:	Venn-Diagramme zum Vergleich der DNA-basierten Methoden	61
Abb. 23:	Individuen- und Artenzahlen sowie Functional Richness von Carabidae und Araneae in den drei Landnutzungen	65
Abb. 24:	Kanonische Korrespondenzanalyse der Carabidengemeinschaft.....	67
Abb. 25:	Kanonische Korrespondenzanalyse der Araneengemeinschaft.....	69

Abb. 27:	Kreisdiagramm der anteiligen Verteilung der gefundenen Arten auf die verschiedenen taxonomischen Ordnungen	70
Abb. 26:	Kreisdiagramm der Verteilung der gefundenen Arten auf die verschiedenen taxonomischen Klassen	70
Abb. 28:	Mittlere Artenzahl der untersuchten Landnutzungstypen	71
Abb. 29:	Principial Component Analysis der aus der environmental DNA enthaltenen Arten	72
Abb. 30:	Kreisdiagramm der anteiligen Verteilung der gefundenen Arten auf die verschiedenen taxonomischen Klassen	73
Abb. 31:	Kreisdiagramm der anteiligen Verteilung der gefundenen Arten	73
Abb. 32:	Mittlere Artenzahl der untersuchten Landnutzungstypen	74
Abb. 33:	Principial Component Analysis der in den Bodenfallen enthaltenen Arten	75
Abb. 34:	Venn-Diagramme zum Vergleich der DNA-basierten Methoden	76
Abb. 35:	Analyse der Verteilung von Reads, OTUs und Arten auf die Beutetierklassen....	78
Abb. 36:	Analyse der Verteilung von Reads, OTUs und Arten innerhalb der Insecta	79
Abb. 37:	Anteile einer Beutetierklasse innerhalb einer Größenklasse der Carabidae	80
Abb. 38:	Durchschnittliche Anzahl an Beute-Arten und Beute-OTUs in den untersuchten Prädator-Arten pro Landnutzungsform	81
Abb. 39:	Darstellung der Anteile an ASVs aus der Analyse der eDNA und den Bodenfalleninhalten	84
Abb. 40:	Lumbricidae – Anzahl der Arten, Individuen und ökologischen Gruppen	114
Abb. 41:	Hauptkomponentenanalyse der Oribatidendaten, die im BioDivSoil-Projekt erhoben wurden	115
Abb. 42:	Hauptkomponentenanalyse der Oribatidendaten, die in den Edaphobase-Länderstudien erhoben wurden.....	115
Abb. 43:	Hauptkomponentenanalyse der Collembolendaten, die im BioDivSoil-Projekt erhoben wurden	116
Abb. 44:	Hauptkomponentenanalyse der Collembolendaten, die in den Edaphobase-Länderstudien erhoben wurden.....	116

Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Übersicht über Standorte, Nutzungstypen, Feldfrüchte, Bundesländer und Ortschaften 2021.....	10
Tab. 2:	Übersicht über Standorte, Nutzungstypen, Feldfrüchte und Ortschaften 2023.....	12
Tab. 3:	Übersicht über die verwendeten Datenpakete	14
Tab. 4:	Untersuchte Bodenparameter	16
Tab. 5:	Zusammensetzung des Lysepuffers für die DNA-Extraktion der Bodenfallen	19
Tab. 6:	Übersicht über die in den Indikatorartenanalysen genutzten Parameter.....	23
Tab. 7:	Überblick über die in der statistischen Analyse der Carabiden- und Araneenzönose genutzten Traits	24
Tab. 8:	Artenliste der Collembola.....	28
Tab. 9:	Artenliste der Oribatida.....	31
Tab. 10:	Artenliste der Lumbricidae	32
Tab. 11:	Klassifizierung der Individuen- und Artenzahlen sowie der Anzahl der ökologischen Gruppen	34
Tab. 12:	Zuordnung der BioDivSoil-Standorte publizierten Besiedlungsklassen	34
Tab. 13:	Individuenzahlen der Oribatida und Collembola	38
Tab. 14:	Indikatorarten der Oribatida	42
Tab. 15:	Indikatorarten der Collembola.....	45
Tab. 16:	Indikatorartenanalyse der Carabidengemeinschaft.....	47
Tab. 17:	Indikatorartenanalyse der Araneengemeinschaft	51
Tab. 18:	Indikatorartenanalyse der environmental DNA.....	55
Tab. 19:	Indikatorartenanalyse der Bodenfalleninhalte	59
Tab. 20:	Übersicht der gefundenen Gesamtartenzahl der jeweiligen morphologischen Bestimmungen und Metabarcoding-Methoden.....	62
Tab. 21:	Übersicht über die Rote-Liste-Arten der Carabidae und Araneae.....	63
Tab. 22:	Indikatorartenanalyse der Carabidengemeinschaft.....	66
Tab. 23:	Indikatorartenanalyse der Araneengemeinschaft	68
Tab. 24:	Indikatorartenanalyse der Bodenfalleninhalte	74
Tab. 25:	Übersicht der gefundenen Gesamtartenzahl der jeweiligen morphologischen Bestimmungen und Metabarcoding-Methoden.....	76
Tab. 26:	Individuen- und Artenzahlen der Collembola, Oribatida und Lumbricidae sowie die Biomassen und ökologischen Gruppen der Lumbricidae	108
Tab. 27:	Individuen- und Artenzahlen der Collembola und Oribatida.....	110

Tab. 28:	Individuen- und Artenzahlen, Biomassen sowie Anzahl der endogäischen, epigäischen und anezischen Arten und ökologischen Gruppen der Lumbricidae	112
Tab. 29:	Übersicht über die Anteile jeder Beuteklasse pro Gattung der Carabidae.....	117

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Erklärung
ASV	Amplicon sequence variant
OTU	Operational taxonomic unit
ISA	Indicator species analysis
DCA	Detrended correspondence analysis
PCA	Principal component analysis
CA	Correspondence analysis
CCA	Canonical correspondence analysis
BfN	Bundesamt für Naturschutz
UBA	Umweltbundesamt

A Anhang

Tab. 26: Individuen- und Artenzahlen der in BioDivSoil, den Edaphobase-Länderstudien und dem UBA-Feldrainprojekt untersuchten Collembola (C), Oribatida (O) und Lumbricidae (L) sowie die Biomassen und ökologischen Gruppen der Lumbricidae. Angegeben sind die Mittelwerte innerhalb der verschiedenen Standorttypen. BL = Bundesland, BM = Biomasse [g], Ind = Individuen, ÖG = ökologische Gruppen (endogäische, epigäische und anezische Lebensweise (Lehmitz et al. 2016).

Biotoptyp	BL	Jahr	Flächen	C [Ind/m ²]	C [Arten]	O [Ind/m ²]	O [Arten]	L [Ind/m ²]	L [Arten]	L [BM/m ²]	L [ÖG]
Kalkmagerrasen	ST	2015	3	23.607,7	20,3	20.357,1	32,7	32,7	3,7	15,4	2,0
Borstgrasrasen	ST	2015	3	50.543,5	22,3	30.279,5	41,7	50,4	6,3	16,2	2,7
Goldhaferwiese	ST	2015	3	46.842,7	22,3	19.632,5	39,3	142,0	8,3	37,0	3,0
MW Extensivgrünland				40.331,3	21,7	23.423,1	37,9	75,0	6,1	22,9	2,6
Feldrain	SN	2001-03	6	2.034,7	25,5	1.893,2	20,8	-	-	-	-
Feldrain J1-JR	NRW	2001-03	6	2.628,0	21,0	1.143,2	21,5	-	-	-	-
Feldrain J2-JR	NRW	2021	5	1.591,8	6,2	479,6	4,2	144,4	2,8	45,1	1,8
Feldrain Z2-Z4	NRW	2021	3	1.573,1	8,0	272,1	4,3	236,6	4,3	86,1	2,3
MW Feldraine				2.032,7	16,7	1.071,6	14,4	179,0	3,4	60,5	2,0
Intensivgrünland	NRW	2021	2	803,6	6,0	76,5	1,5	734,6	5,0	239,5	2,0
Intensivgrünland	BY	2015	3	30.284,7	17,7	4.311,6	12,7	372,7	6,0	132,6	2,7
Intensivgrünland	BW	2021	1	7.678,6	13,0	0,0	0,0	74,1	2,0	4,3	1,0
MW Intensivgrünland				16.690,0	13,0	2.181,3	6,8	443,5	5,0	146,8	2,2

Biotoptyp	BL	Jahr	Flächen	C [Ind/m ²]	C [Arten]	O [Ind/m ²]	O [Arten]	L [Ind/m ²]	L [Arten]	L [BM/m ²]	L [ÖG]
Kalk-Acker	BY	2015	3	14.906,8	16,7	3.602,5	6,7	52,8	3,0	28,4	2,3
Löß-Acker	BY	2015	3	9.886,1	16,7	2.722,6	8,0	73,5	3,7	37,3	2,0
Sandacker	SN	2014	3	15.610,8	18,0	2.670,8	11,3	29,1	3,0	15,3	1,7
Acker	NRW	2021	4	395,4	3,0	76,5	0,8	324,1	3,0	92,1	1,5
Acker	BW	2021	11	846,5	6,5	30,1	0,4	263,2	3,1	64,6	1,6
MW Acker				5.504,3	9,9	1.151,1	3,5	194,1	3,1	55,1	1,8

Tab. 27: Individuen- und Artenzahlen der Collembola (C) und Oribatida (O), die im BioDivSoil-Projekt, den Edaphobase-Länderstudien sowie der UBA-Feldrainstudie nachgewiesen wurden. BL = Bundesland, BW = Baden-Württemberg, BY = Bayern, NRW = Nordrhein-Westfalen, SN = Sachsen, ST = Sachsen-Anhalt.

Biotoptyp	BL	Jahr	Fläche	C [Ind/m ²]	C [Arten]	O [Ind/m ²]	O [Arten]
Kalkmagerrasen	ST	2015	EB_ST31	32.158,4	24	27.546,6	33
Kalkmagerrasen	ST	2015	EB_ST32	11.087,0	20	18.028,0	33
Kalkmagerrasen	ST	2015	EB_ST33	27.577,6	17	15.496,9	32
Borstgrasrasen	ST	2015	EB_ST11	66.723,6	23	11.646,0	25
Borstgrasrasen	ST	2015	EB_ST12	28.664,6	25	40.419,3	65
Borstgrasrasen	ST	2015	EB_ST13	56.242,2	19	38.773,3	35
Goldhaferwiese	ST	2015	EB_ST21	46.832,3	24	23.509,3	44
Goldhaferwiese	ST	2015	EB_ST22	62.655,3	25	18.416,1	41
Goldhaferwiese	ST	2015	EB_ST23	31.040,4	18	16.972,0	33
Feldrain	SN	2001 - 2002	L1 UBA	2.022,6	26	1.693,6	23
Feldrain	SN	2001 - 2002	L2 UBA	2.265,5	28	1.325,1	23
Feldrain	SN	2001 - 2002	L3 UBA	1.050,8	25	2.558,1	22
Feldrain	SN	2001 - 2002	L4 UBA	2.466,0	26	2.076,2	23
Feldrain	SN	2001 - 2002	L5 UBA	1.767,5	28	2.055,0	22
Feldrain	SN	2001 - 2002	LR UBA	2.636,1	20	1.651,1	12
Feldrain	NRW	2001-2002	J1 UBA	1.451,7	18	1.055,8	22
Feldrain	NRW	2001-2002	J2 UBA	3.583,6	21	786,6	23
Feldrain	NRW	2001-2002	J3 UBA	3.304,2	24	1.580,2	21
Feldrain	NRW	2001-2002	J4 UBA	1.621,7	19	1.318,0	33
Feldrain	NRW	2001-2002	J5 UBA	2.162,3	20	1.452,7	19
Feldrain	NRW	2001-2002	JR UBA	3.644,3	24	666,1	11
Feldrain	NRW	2021	J2 BDS	2.500,0	7	178,6	1
Feldrain	NRW	2021	J3 BDS	280,6	2	280,6	6
Feldrain	NRW	2021	J4 BDS	3.520,4	10	1.173,5	7
Feldrain	NRW	2021	J5 BDS	357,1	4	586,7	5
Feldrain	NRW	2021	JR BDS	1.301,0	8	178,6	2
Feldrain	NRW	2021	Z2	1.148,0	7	229,6	3
Feldrain	NRW	2021	Z3	2.806,1	11	408,2	6
Feldrain	NRW	2021	Z4	765,3	6	178,6	4
Intensivgrünland	NRW	2021	Hasselholz	1.096,9	6	153,1	3

Biotoptyp	BL	Jahr	Fläche	C [Ind/m ²]	C [Arten]	O [Ind/m ²]	O [Arten]
Intensivgrünland	NRW	2021	Wi	510,2	6	0,0	0
Intensivgrünland	BY	2015	EB_BY11	52.934,8	18	3.695,7	11
Intensivgrünland	BY	2015	EB_BY12	12.670,8	17	7.329,2	11
Intensivgrünland	BY	2015	EB_BY13	25.248,4	18	1.909,9	16
Intensivgrünland	BW	2021	ÖFS 142	7.678,6	13	0,0	0
Kalk-Acker	BY	2015	EB_BY31	7.810,6	17	4.968,9	10
Kalk-Acker	BY	2015	EB_BY32	19.316,8	14	3.882,0	3
Kalk-Acker	BY	2015	EB_BY33	17.593,2	19	1.956,5	7
Löß-Acker	BY	2015	EB_BY21	8.788,8	17	5.916,1	9
Löß-Acker	BY	2015	EB_BY22	6.475,2	19	667,7	6
Löß-Acker	BY	2015	EB_BY23	14.394,4	14	1.583,9	9
Sandacker	SN	2014	EB_SN31	1.754,7	10	170,8	8
Sandacker	SN	2014	EB_SN32	34.099,4	25	3.121,1	20
Sandacker	SN	2014	EB_SN34	10.978,3	19	4.720,5	6
Acker	NRW	2021	AWi	178,6	1	0,0	0
Acker	NRW	2021	AZ2	459,2	4	51,0	1
Acker	NRW	2021	AZ3	331,6	3	229,6	2
Acker	NRW	2021	AZ4	612,2	4	25,5	0
Acker	BW	2021	ÖFS 217	561,2	3	0,0	0
Acker	BW	2021	ÖFS 3	918,4	10	25,5	1
Acker	BW	2021	ÖFS 307	1.020,4	5	0,0	0
Acker	BW	2021	ÖFS 311	790,8	9	0,0	0
Acker	BW	2021	ÖFS 314	153,1	4	0,0	0
Acker	BW	2021	ÖFS 317	153,1	2	0,0	0
Acker	BW	2021	ÖFS 38	1.887,8	9	280,6	2
Acker	BW	2021	ÖFS 385	510,2	4	0,0	0
Acker	BW	2021	ÖFS 387	714,3	8	25,5	1
Acker	BW	2021	ÖFS 43	306,1	4	0,0	0
Acker	BW	2021	ÖFS 78	2.295,9	13	0,0	0

Tab. 28: Individuen- und Artenzahlen, Biomassen (BM) sowie Anzahl der endogäischen (end), epigäischen (epi) und anezischen (ane) Arten und ökologischen Gruppen (ÖG) der im BioDivSoil-Projekt sowie den Edaphobase-Länderstudien nachgewiesenen Lumbricidae. BL = Bundesland, BW = Baden-Württemberg, BY = Bayern, NRW = Nordrhein-Westfalen, SN = Sachsen, ST = Sachsen-Anhalt.

Biotoptyp	BL	Jahr	Fläche	Ind./m ²	BM/m ²	Arten	end	epi	ane	ÖG
Kalkmagerrasen	ST	2015	EB_ST31	35,2	11,8	7,0	4,0	2,0	1,0	3,0
Kalkmagerrasen	ST	2015	EB_ST32	36,8	24,6	2,0	1,0	1,0	0,0	2,0
Kalkmagerrasen	ST	2015	EB_ST33	26,0	9,9	2,0	2,0	0,0	0,0	1,0
Borstgrasrasen	ST	2015	EB_ST11	71,2	12,4	7,0	3,0	3,0	1,0	3,0
Borstgrasrasen	ST	2015	EB_ST12	27,2	5,8	8,0	3,0	5,0	0,0	2,0
Borstgrasrasen	ST	2015	EB_ST13	52,8	30,5	4,0	2,0	1,0	1,0	3,0
Goldhaferwiese	ST	2015	EB_ST21	123,2	39,0	9,0	4,0	4,0	1,0	3,0
Goldhaferwiese	ST	2015	EB_ST22	176,4	37,4	8,0	3,0	4,0	1,0	3,0
Goldhaferwiese	ST	2015	EB_ST23	126,4	34,5	8,0	4,0	3,0	1,0	3,0
Feldrain	NRW	2021	J2	364,2	84,1	4,0	3,0	1,0	0,0	2,0
Feldrain	NRW	2021	J3	154,3	42,5	4,0	2,0	2,0	0,0	2,0
Feldrain	NRW	2021	J4	74,1	20,4	2,0	1,0	1,0	0,0	2,0
Feldrain	NRW	2021	J5	12,3	4,9	1,0	1,0	0,0	0,0	1,0
Feldrain	NRW	2021	JR	117,3	73,5	3,0	1,0	2,0	0,0	2,0
Feldrain	NRW	2021	Z2	135,8	36,7	3,0	1,0	2,0	0,0	2,0
Feldrain	NRW	2021	Z3	302,5	110,5	4,0	3,0	0,0	1,0	2,0
Feldrain	NRW	2021	Z4	271,6	111,1	6,0	3,0	1,0	2,0	3,0
Intensivgrünland	NRW	2021	Hasselholz	851,9	160,5	5,0	3,0	2,0	0,0	2,0
Intensivgrünland	NRW	2021	Wi	617,3	318,5	5,0	4,0	1,0	0,0	2,0
Intensivgrünland	BY	2015	EB_BY11	378,0	145,6	7,0	4,0	2,0	1,0	3,0
Intensivgrünland	BY	2015	EB_BY12	474,0	128,1	7,0	4,0	2,0	1,0	3,0
Intensivgrünland	BY	2015	EB_BY13	266,0	124,0	4,0	3,0	0,0	1,0	2,0
Intensivgrünland	BW	2021	ÖFS 142	74,1	4,3	2,0	2,0	0,0	0,0	1,0
Kalk-Acker	BY	2015	EB_BY31	2,8	2,6	2,0	1,0	0,0	1,0	2,0
Kalk-Acker	BY	2015	EB_BY32	56,8	32,3	3,0	2,0	0,0	1,0	2,0
Kalk-Acker	BY	2015	EB_BY33	98,8	50,3	4,0	2,0	1,0	1,0	3,0

Biotoptyp	BL	Jahr	Fläche	Ind./m ²	BM/m ²	Arten	end	epi	ane	ÖG
Löß-Acker	BY	2015	EB_BY21	14,4	3,3	1,0	1,0	0,0	0,0	1,0
Löß-Acker	BY	2015	EB_BY22	93,2	64,9	5,0	3,0	1,0	1,0	3,0
Löß-Acker	BY	2015	EB_BY23	112,8	43,6	5,0	3,0	0,0	2,0	2,0
Sandacker	SN	2014	EB_SN31	5,2	2,9	1,0	1,0	0,0	0,0	1,0
Sandacker	SN	2014	EB_SN32	64,4	34,8	7,0	4,0	1,0	2,0	3,0
Sandacker	SN	2014	EB_SN34	17,6	8,2	1,0	1,0	0,0	0,0	1,0
Acker	NRW	2021	AWi	358,0	119,8	4,0	4,0	0,0	0,0	1,0
Acker	NRW	2021	AZ2	265,4	74,1	3,0	2,0	1,0	0,0	2,0
Acker	NRW	2021	AZ3	518,5	118,5	2,0	2,0	0,0	0,0	1,0
Acker	NRW	2021	AZ4	154,3	56,2	3,0	2,0	0,0	1,0	2,0
Acker	BW	2021	ÖFS 217	148,1	27,8	2,0	2,0	0,0	0,0	1,0
Acker	BW	2021	ÖFS 3	512,3	83,3	2,0	2,0	0,0	0,0	1,0
Acker	BW	2021	ÖFS 307	216,0	88,9	3,0	2,0	0,0	1,0	2,0
Acker	BW	2021	ÖFS 311	234,6	32,1	4,0	2,0	2,0	0,0	2,0
Acker	BW	2021	ÖFS 314	98,8	73,5	4,0	2,0	1,0	1,0	3,0
Acker	BW	2021	ÖFS 317	432,1	121,0	4,0	2,0	2,0	0,0	2,0
Acker	BW	2021	ÖFS 38	172,8	40,7	3,0	3,0	0,0	0,0	1,0
Acker	BW	2021	ÖFS 385	222,2	75,3	4,0	3,0	0,0	1,0	2,0
Acker	BW	2021	ÖFS 387	407,4	114,2	4,0	3,0	0,0	1,0	2,0
Acker	BW	2021	ÖFS 43	228,4	29,0	2,0	2,0	0,0	0,0	1,0
Acker	BW	2021	ÖFS 78	222,2	25,3	2,0	2,0	0,0	0,0	1,0

Fläche	Bundesland	Biotoptyp	Artenzahl	Individuen/m ²	ökol. Gruppen
Z4	NRW	Feldrain	6	272	3
Hasselholz	NRW	Grünland	5	852	2
Wi	NRW	Grünland	5	617	2
ÖFS 317	BW	Acker	4	432	2
ÖFS 387	BW	Acker	4	407	2
J2	NRW	Feldrain	4	364	2
AWi	NRW	Acker	4	358	1
Z3	NRW	Feldrain	4	302	2
ÖFS 311	BW	Acker	4	235	2
ÖFS 385	BW	Acker	4	222	2
ÖFS 314	BW	Acker	4	99	3
J3	NRW	Feldrain	4	154	2
AZ2	NRW	Acker	3	265	2
AZ3	NRW	Acker	2	519	1
ÖFS 3	BW	Acker	2	512	1
ÖFS 43	BW	Acker	2	228	1
ÖFS 78	BW	Acker	2	222	1
ÖFS 307	BW	Acker	3	216	2
J4	NRW	Feldrain	2	74	2
AZ4	NRW	Acker	3	154	2
Z2	NRW	Feldrain	3	136	2
JR	NRW	Feldrain	3	117	2
ÖFS 38	BW	Acker	3	173	1
ÖFS 217	BW	Acker	2	148	1
ÖFS 142	BW	Grünland	2	74	1
J5	NRW	Feldrain	1	12	1

Abb. 40: Lumbricidae – Anzahl der Arten, Individuen und ökologischen Gruppen der Lumbricidae, die im BioDivSoil-Projekt mit Hilfe der Spatenstich-Methodik nachgewiesen wurden sowie Einstufung der Werte entsprechend dem Klassifikationssystem nach Walter & Burmeister (2019) als „gering“ (= XX), „mittel“ (= XX) und „hoch“ (= XX).

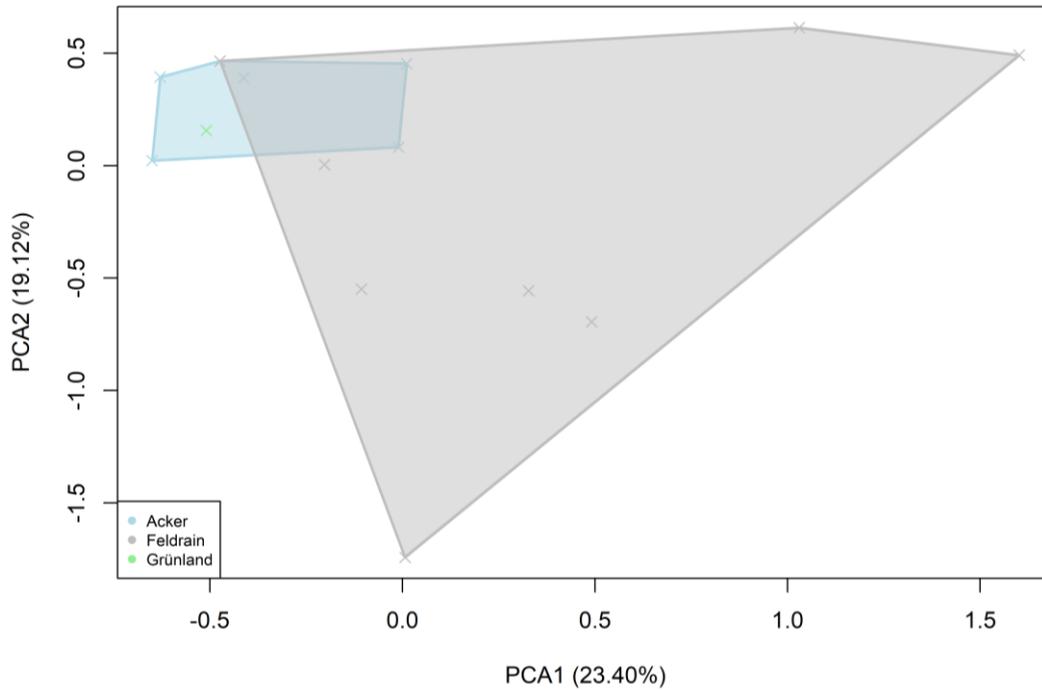


Abb. 41: Hauptkomponentenanalyse (Principal Component Analysis, PCA) der Oribatidendaten (Präsenz/Absenz-Daten), die im BioDivSoil-Projekt erhoben wurden. (Grafik: L. Stratemann)

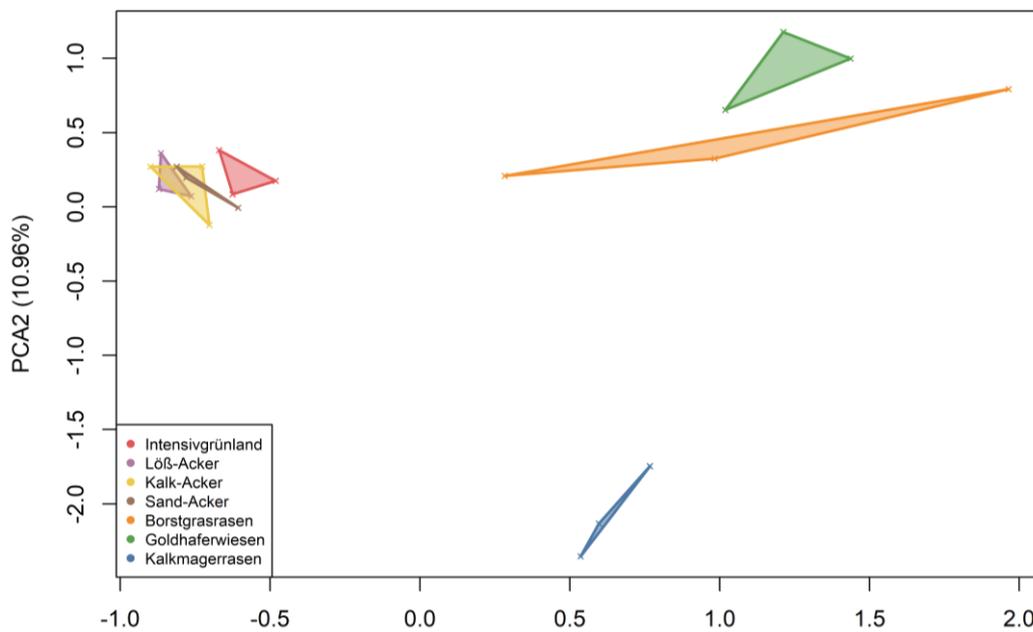


Abb. 42: Hauptkomponentenanalyse (Principal Component Analysis, PCA) der Oribatidendaten (Präsenz/Absenz-Daten), die in den Edaphobase-Länderstudien erhoben wurden. (Grafik: L. Stratemann)

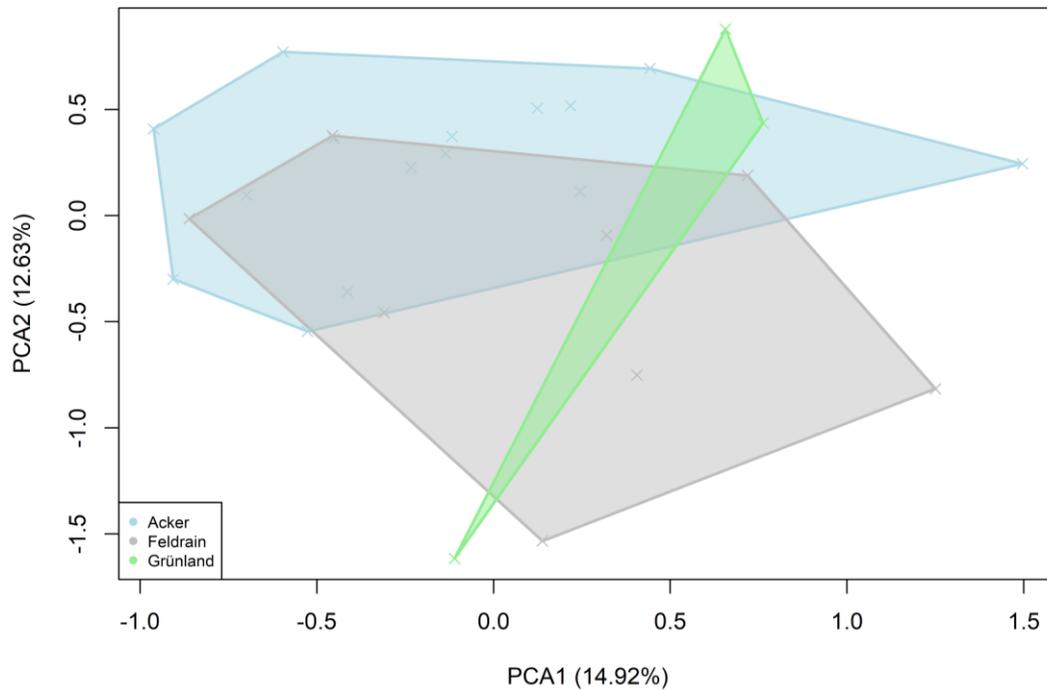


Abb. 43: Hauptkomponentenanalyse (Principal Component Analysis, PCA) der Collembolendaten (Präsenz/Absenz-Daten), die im BioDivSoil-Projekt erhoben wurden. (Grafik: L. Stratemann)

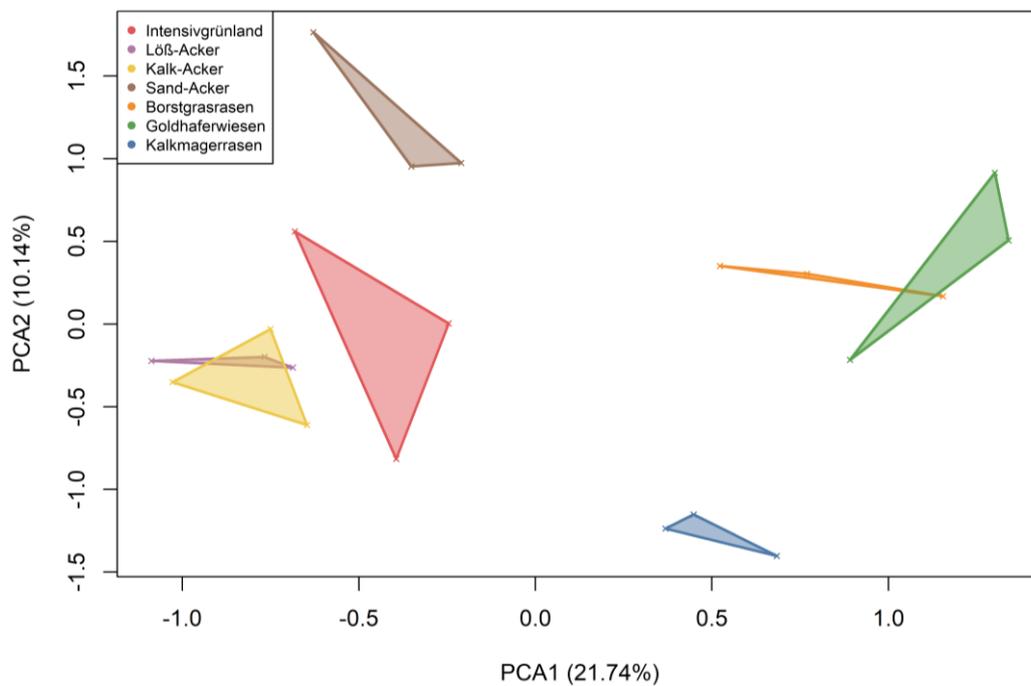


Abb. 44: Hauptkomponentenanalyse (Principal Component Analysis, PCA) der Collembolendaten (Präsenz/Absenz-Daten), die in den Edaphobase-Länderstudien erhoben wurden. (Grafik: L. Stratemann)

Tab. 29: Übersicht über die Anteile jeder Beuteklasse pro Gattung der Carabidae. *Poecilus versicolor* und *Poecilus cupreus* sind aufgrund der Zugehörigkeit zu verschiedenen Größenklassen als Arten aufgeführt. GK: Größenklasse.

Gattung	GK	Arachnida	Clitellata	Collembola	Gastropoda	Insecta	Sonstige
Bembidion	B	0,63	13,70	6,81	0	78,87	0
Clivina	B	0	100	0	0	0	0
Notiophilus	B	10,71	0	3,64	0	85,65	0
Trechus	B	0	100	0	0	0	0
Anchomenus	C	0	0	0	14,07	85,94	0
Agonum	C	0	0	0	0	100	0
Loricera	C	21,38	0	3,02	0	75,60	0
<i>Poecilus versicolor</i>	C	0	66,67	0	0	33,33	0
Calathus	D	0	0	0	0	100	0
Nebria	D	1,75	28,81	15,05	9,38	44,67	0,33
<i>Poecilus cupreus</i>	D	0,23	3,83	3,79	0,42	91,73	0
Pterostichus	D	0	7,01	0	16,20	76,05	0,74
Carabus	EF	0,07	18,46	0	75,91	5,56	0

Die „BfN-Schriften“ sind eine seit 1998 unperiodisch erscheinende Schriftenreihe in der institutionellen Herausgeberschaft des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) in Bonn. Sie sind kurzfristig erstellbar und enthalten u.a. Abschlussberichte von Forschungsvorhaben, Workshop- und Tagungsberichte, Arbeitspapiere oder Bibliographien. Viele der BfN-Schriften sind digital verfügbar. Printausgaben sind auch in kleiner Auflage möglich.

DOI 10.19217/skr746