

Universität Kassel  
Fachbereich Ökologische Agrarwissenschaften  
Master Ökologische Landwirtschaft

# Masterarbeit

zum Thema

Wirkung von Beetle Banks auf die Laufkäferzönose (*Carabidae*)  
im angrenzenden Acker in Bezug auf die ökologischen  
Merkmale Habitatpräferenz und Nahrungsgilde

1. Prüferin Prof. Miriam Athmann  
Universität Kassel
2. Prüferin Msc Sara Preißel-Reckling  
Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e. V. Müncheberg

vorgelegt von

Pauline Reichardt (geb. 05.01.1994, Mannheim)  
Matrikelnummer: 33320553

# Inhaltsverzeichnis

I Tabellenverzeichnis .....	4
II Abbildungsverzeichnis .....	4
III Abkürzungsverzeichnis .....	5
1 Einleitung .....	1
2 Hintergrund und Literaturübersicht .....	2
3 Arbeitshypothesen .....	6
4 Material und Methoden .....	8
4.1 Versuchsdesign und Standorte .....	8
4.2 Erfassung der Laufkäfer .....	10
4.3 Datenauswertung .....	11
4.3.1 Verwendete Maßzahlen zur Beschreibung der Alpha-Diversität .....	11
4.3.2 Statistischer Vergleich des Shannon-Index und der Evenness .....	12
4.3.3 Verwendete Indizes zur Beschreibung der Beta-Diversität .....	13
4.3.4 Einteilung der Laufkäferarten nach Habitatpräferenzen .....	16
4.3.5 Einteilung der Laufkäferarten nach Nahrungsgilde .....	18
5 Ergebnisse .....	18
5.1 Diversität .....	19
5.1.1 Alpha-Diversität der Laufkäferzönosen .....	20
5.1.2 Beta-Diversität der Arten der Laufkäferzönosen .....	26
5.1.3 Qualitative Zusammensetzung der Arten .....	26
5.1.4 Individuenverteilung der Arten entlang der Entfernungsstufen .....	30
5.2 Habitatpräferenz .....	32
5.2.1 Individuenanteile der nicht Acker präferierenden Arten der Laufkäferzönosen .....	33
5.2.2 Alpha- und Beta-Diversität der Nicht Acker präferierenden Habitat-präferenzen .....	36
5.2.3 Qualitative Zusammensetzung der nicht Acker präferierenden Habitatpräferenzen .....	38
5.2.4 Individuenanteile der nicht Acker präferierenden Arten entlang der Entfernungsstufen .....	40
5.3 Nahrungsgilden .....	42

5.3.1 Individuenanteile der pflanzenschutzrelevanten Nahrungsgilden der Laufkäferzönosen ...	43
5.3.2 Alpha- und Beta-Diversität der Nahrungsgilden der Laufkäferzönosen .....	45
5.3.3 Qualitative Zusammensetzung der Nahrungsgilden der Laufkäferzönosen .....	47
5.3.4 Individuenanteile der Nahrungsgilden entlang der Entfernungsstufen.....	51
6 Diskussion .....	56
6.1 Methodendiskussion .....	56
6.2 Diskussion der Ergebnisse.....	59
6.2.1 Bewertung Gesamtfänge und Einordnung ihrer ökologischen Merkmale .....	60
6.2.2 Alpha-Diversität der Laufkäferarten .....	62
6.2.3 Beta-Diversität der Laufkäferarten.....	66
6.2.4 Artendiversität in Abhängigkeit der Entfernung zur Randstruktur .....	68
6.2.5 Habitatpräferenzen der ackeruntypischen Arten .....	69
6.2.6 Beta-Diversität und Zusammensetzung der ackeruntypischen Arten .....	70
6.2.7 Ackeruntypische Arten in Abhängigkeit der Entfernung zur Randstruktur .....	71
6.2.8 Alpha- und Beta-Diversität der Nahrungsgilden .....	73
6.2.9 Beta-Diversität der Nahrungsgilden.....	74
6.2.10 Zusammensetzung der Nahrungsgilden nach Fangzeitraum und Entfernungsstufen .....	75
6.2.11 Funktionale Einordnung von Beetle Banks: Wirkung auf Prädation und Bedeutung im Agrarraum .....	81
7 Fazit.....	84
8 Zusammenfassung .....	86
Literaturverzeichnis .....	88
Anhang .....	93
Eigenständigkeitserklärung .....	<b>Fehler! Textmarke nicht definiert.</b>

## I Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Termine der Fangzeiträume im Mai und Juni je Jahr und Standort .....	10
Tabelle 2: Nahrungsgilden der Laufkäfer (Carabidae) nach Bilde & Toft (2002) .....	18
Tabelle 3: Verteilung der 12 häufigsten Arten im Gesamtversuch.....	20
Tabelle 4: Shannon-Index und Evenness je Standort-Jahr.....	23
Tabelle 5: Shannon-Index ( $H'$ ) und Evenness ( $E$ ) je Fangzeitraum.....	25
Tabelle 6: Beta-Diversitätsmaße zur Beschreibung der Artenähnlichkeit und Verteilung der Laufkäfer auf Ackerflächen an Beetle Banks und Kontrollfeldsäumen. ....	26
Tabelle 7: Anzahl der nicht Acker präferierenden HP-Gruppen.....	36
Tabelle 8: Beta-Diversitätsmaße zur Beschreibung der Ähnlichkeit der differenzierten Habitatpräferenzen der nicht Acker präferierenden Laufkäfer in den Ackerflächen an Beetle Banks und Kontrollfeldsäumen.....	37
Tabelle 9: Individuenverteilung der differenzierten Habitatpräferenzen der nicht Acker präferierenden Arten im Gesamtversuch und je Standort-Jahr. ....	40
Tabelle 10: Individuenverteilung je Entfernungsstufe der Habitatpräferenzen der nicht Acker präferierenden (Nicht Acker präf.) und Acker-Arten (Acker präf.) nach Standort-Jahren. ....	41
Tabelle 11: Anzahl der Nahrungsgilden und Individuenanzahl im angrenzenden Acker an Beetle Banks und Kontrolle .....	45
Tabelle 12: Beta-Diversitätsmaße zur Beschreibung der Ähnlichkeit der Nahrungsgilden in den Ackerflächen an Beetle Banks und Kontrollfeldsäumen. ....	46
Tabelle 13: Relative Anteile je Gilde (MIX, GIN, GCA, GRA).....	50
Tabelle 14: Individuenverteilung der vier häufigsten Nahrungsgilden nach Entfernungsstufe je Standort-Jahr.....	52

## II Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Luftbilder der Untersuchungsflächen und Umfeld der Standorte.....	8
Abbildung 2: Versuchsdesign der Fallenordnung .....	8
Abbildung 3: Artenzahl und Individuenverteilung der Laufkäferarten .....	21
Abbildung 4: Fortsetzung zu Abb.3: Arten und Individuenverteilung .....	22
Abbildung 5: Boxplot und Man-Whitney-U Test .....	24

Abbildung 6: Venn-Diagramm und tabellarische Darstellung der Unterschiede zwischen den Laufkäferzönosen .....	28
Abbildung 7: Artenzahl [1] und Individuenverteilung [2] der Laufkäfer.....	31
Abbildung 8: Verteilung der Habitatpräferenzen im Gesamtversuch. ....	33
Abbildung 9: Anteile und Individuenverteilung der Habitatpräferenzen der nicht Acker präferierenden Arten .....	35
Abbildung 10: Venn-Diagramm und tabellarische Darstellung der Unterschiede zwischen den Laufkäferzönosen hinsichtlich der differenzierten Habitatpräferenzen der nicht Acker präferierenden Laufkäfer.....	38
Abbildung 11: Individuenanteile je Entfernungsstufe der Habitatpräferenzen der Nicht Acker-Arten...	41
Abbildung 12: Anteile der Nahrungsgilden im Gesamtversuch.....	43
Abbildung 13: Verteilung der pflanzenschutzrelevanten Nahrungsgilden.....	44
Abbildung 14: Relativer Anteil der Gilden an Gesamtfangzahlen je Untersuchungsfläche auf Ebene des Gesamtversuchs.....	47
Abbildung 15: Relative Anteile und Individuenanzahl der vier häufigsten Nahrungsgilden .....	49
Abbildung 16: Individuenanteile der vier häufigsten Nahrungsgilden nach Entfernungsstufe.....	54
Abbildung 17: Verteilung der Anteile der vier häufigsten Nahrungsgilden im Standort-Jahr M2022 ....	58

### III Abkürzungsverzeichnis

AFO	Acidophilic deciduous and coniferous forests	GIN	Gilde: General Insectivores/Insektenfresser
BB	Beetle Bank	GRL	Grassland, in general
BROMMI	Biosphärenreservate als Modelllandschaften für den Insektenschutz	GRA	Gilde: Granior/Pflanzenfresser
CAS	Schmetterlingsraupen- / -puppenspezialisten	HP	Habitatpräferenz
DGL	Dry, sandy grassland incl. initial stages	IFO	Immature forests and open structures in forests
DRY	open dry habitats	K	Kontrollfläche/Kontrollsaum
FEN	nutrient-poor fens, small sedge swamps	MIX	Mixed Diet/Gemischtköstler
FIE	Fields/Acker	MEA	moderately moist to moderately dry meadows
FOR	Forest/Wald	NHP	no (recognizable) habitat preference
GAC	Gesellschaft für Angewandte Carabidologie	NG	Nahrungsgilde
GCA	Gilde: General Insectivores/Fleischfresser	OHA	preferring open habitats
		RUD	perennial ruderal habitats incl. fallows

# 1 Einleitung

Der Verlust der biologischen Vielfalt ist eine der größten Herausforderungen unserer Zeit. Besonders auffällig ist der Rückgang der Insekten und deren Artenvielfalt, wie zahlreiche Studien zeigen, darunter auch die bekannte Krefeld-Studie (Hallmann et al. 2017). Diese dokumentierte einen Rückgang der Biomasse von Fluginsekten in deutschen Naturschutzgebieten um rund 75 % innerhalb von 27 Jahren. Wissenschaftler\*innen weltweit warnen vor den unumkehrbaren Folgen durch den Verlust essentieller Ökosystemleistungen für Landwirtschaft und Ernährungssicherheit (Cardoso et al. 2020). Die Intensivierung der Landnutzung, der erhöhte Pestizideinsatz, der Rückgang strukturreicher Lebensräume sowie der Klimawandel stellen zentrale Ursachen für den Rückgang der Insektenfauna dar (Harvey et al. 2023; Sánchez-Bayo & Wyckhuys 2019).

Um die Biodiversität auf Landschaftsebene zu erhalten und dadurch wichtige Ökosystemleistungen verschiedener Artengruppen zu sichern und zu fördern, ist es der Ansatz der Funktionellen Agrarbioidiversität und des biologischen Pflanzenschutzes (*Conservation Biological Control*), die biologische Schädlingsregulation zu fördern. Dabei wird auf die Anlage vielfältiger, nicht bewirtschafteter Strukturen, wie Blühstreifen oder Brachen in der Agrarlandschaft (Bianchi et al. 2006) auf natürliche Gegenspieler gesetzt. Insbesondere bodenlebende Arthropoden profitieren von diversen Zwischenfeldstrukturen (Pardon et al. 2019; Ringel et al. 2007; Duelli et al. 1999; Hoffmann et al. 2021). Laufkäfer, die häufig in Randstrukturen überwintern, wandern im Frühjahr in die Ackerflächen ein und leisten durch ihre räuberische Lebensweise einen wichtigen Beitrag zur Schädlingskontrolle (Kromp 1999; Symondson et al. 2002; Thomas et al. 1991, 2000; MacLeod et al. 2004).

Eine besondere Maßnahme zur Förderung bodenlebender Arthropoden ist die sogenannte „Beetle Bank“ – ein mit horstbildenden Gräsern und Blühpflanzen bepflanzter Erdwall im Acker, der als strukturreiches Habitat bodenlebenden Prädatoren wie Laufkäfern einen geschützten Überwinterungsraum bietet (Thomas et al. 1991; Tillmann et al. 2012). Von dort aus können diese Nützlinge im Frühjahr in angrenzende Äcker einwandern und zur natürlichen Schädlingskontrolle beitragen (Coombes & Sotherton 1986; Collins et al. 2002).

Die vorliegende Arbeit geht der Frage nach, inwieweit Beetle Banks die Diversität und funktionelle Zusammensetzung von Laufkäferzönosen in angrenzenden Winterweizenäckern beeinflussen. Dazu werden Bodenfallenerhebungen aus einem zweijährigen und zweistandörtlichen Versuch in Brandenburg und Bayern ausgewertet. Die Fragestellung dieser Arbeit lautet: Welche Wirkung haben Beetle Banks auf die Vielfalt der Laufkäferzönose im angrenzenden Acker unter Berücksichtigung der ökologischen Merkmale Habitatpräferenz und Nahrungsgilde, insbesondere in Bezug auf pflanzenschutzrelevante Arten?

## 2 Hintergrund und Literaturübersicht

Beetle Banks wurden ursprünglich in England entwickelt, um Strukturverluste in der Agrarlandschaft zu kompensieren und bodenlebenden Nützlingen ein optimiertes Überwinterungshabitat innerhalb der Ackerflächen zu bieten (Tillmann et al. 2012). Ziel war es insbesondere bedeutende pflanzenschutzrelevante Arten zu fördern, welche nach der Überwinterung in die angrenzenden Äcker einwandern und dort aufgrund ihrer polyphagen räuberischen Ernährungsweise einen Beitrag zur Schädlingskontrolle leisten können (Thomas et al. 1991; Collins et al. 2002).

Studien in Großbritannien zeigten positive Effekte auf Überwinterungsraten und Prädationsleistungen, u. a. bei der Reduktion von Getreideblattläusen (Collins et al. 2002). Diese Wirkungen wurden jedoch unter spezifischen Standortbedingungen erfasst und lassen sich nicht ohne Weiteres auf andere Regionen übertragen – insbesondere nicht auf Deutschland, wo bislang nur wenige mehrstandörtliche Untersuchungen zur Wirkung von Beetle Banks vorliegen.

Obwohl auf Plattformen wie Conservation Evidence (2025) der Nutzen von Beetle Banks bislang nicht als praktisch relevant eingestuft wird, verdeutlichen neuere Forschungsprojekte in Deutschland – wie F.R.A.N.Z. (Umweltstiftung Michael Otto 2025), BROMMI (WWF Deutschland 2021) oder Vorhaben des Game & Wildlife Conservation Trust (2025) – das zunehmende Interesse an dieser Maßnahme. Dabei werden auch Kombinationen mit Blühstreifen und diverse Bepflanzungen getestet.

Die vorliegende Arbeit ist Teil eines umfassenderen Untersuchungsvorhabens im Rahmen der Dissertation von Sara Preißel (ZALF) und des BROMMI-Projekts. In dessen Rahmen wurde an zwei Standorten über zwei Jahre hinweg untersucht, wie sich Beetle Banks im Vergleich zu herkömmlichen Feldsäumen auf die Biodiversität bodenlebender Nützlinge in angrenzenden Winterweizenäckern auswirken. Zusätzlich wurde mithilfe von Ausschlussbarrieren die Prädationsleistung bodenlebender Arthropoden auf die Reduktion von Blattläusen und weiteren Schädlingen in diesen Getreidebeständen erfasst, um deren Beitrag zur natürlichen Schädlingsregulation abschätzen zu können.

Die vorliegende Arbeit konzentriert sich auf die Auswertung von Laufkäfererfassungen mittels Bodenfallen, um die Effekte von Beetle Banks auf die Vielfalt der Laufkäferzönosen in angrenzenden Winterweizenäckern im Frühjahr sowie in Abhängigkeit von der Entfernung zur Randstruktur zu untersuchen. Ziel ist es, die Laufkäfergemeinschaften angrenzend an Beetle Banks mit jenen an herkömmlichen, grasigen Feldrändern zu vergleichen, um potenzielle fördernde Effekte der Beetle Banks als aufgewertete Randstruktur zu identifizieren.

Obwohl eine systematische Literaturrecherche nicht Ziel dieser Arbeit war, soll im Folgenden ein Überblick über die bisherige Forschung zur Wirkung von Beetle Banks auf Laufkäferzönosen in angrenzenden Ackerflächen gegeben werden, basierend auf dem Review von Tillmann et al. (2012) – als Einstieg für fachfremde Leser\*innen sowie als Grundlage zur Diskussion eigener Ergebnisse.

Die Forschung zu Beetle Banks wurde in den 1980er Jahren an der Universität Southampton gemeinsam mit dem Game & Wildlife Conservation Trust im Rahmen des Konzepts der *Conservation Biological Control* initiiert. Diese Arbeit wurde mit dem Ziel aufgenommen, natürliche Gegenspieler durch gezieltes Habitat-Management zu fördern.

Frühere Studien belegen mithilfe von Ausschlussbarrieren, dass bodenlebende Prädatoren – insbesondere Laufkäfer, Kurzflügelkäfer und epigäische Spinnen – unter bestimmten Räuber-Beute-Verhältnissen zur Reduktion von Getreideblattläusen im Frühjahr beitragen können (Edwards et al. 1979). Zudem zeigte Luff (1966), dass horstbildende Gräser aufgrund ihres temperaturregulierenden Mikroklimas besonders geeignete Überwinterungshabitate für diese Prädatoren darstellen.

Mit den horstbildenden Gräsern bepflanzte Beetle Banks erwiesen sich als wichtige Rückzugsräume, aus denen Prädatoren nach der Überwinterung im Frühjahr in die angrenzenden Äcker einwanderten (Sotherton 1985). Aufgrund des Heckenrückgangs im Zuge der Flurbereinigung zwischen den 1950er- und 1970er-Jahren, entstanden Beetle Banks als Ersatzmaßnahme. Thomas et al. (1991) beschrieben sie als „Inselhabitate“ im Feldinneren, die eine jahreszeitlich frühere und flächendeckendere Aktivität von Prädatoren ermöglichen sollten.

Erste Studien belegen hohe Besiedlungsdichten (durchschnittlich 585 Individuen/m<sup>2</sup>) innerhalb der Struktur sowie stabile Populationsdichten über bis zu zehn Jahren hinweg und bis zu 75 m ins Feld hinein (Thomas 2001; Collins et al. 2003; MacLeod et al. 2004). Eine Studie mit Ausschlussbarrieren in definierten Entfernungen zur Beetle Bank (8, 33, 58 und 83 m) ergab reduzierte Blattlausdichten bis zu einer Entfernung von 58 m – am deutlichsten wurde dies in 8 m Entfernung zur Beetle Bank sichtbar (Collins et al. 2002). Die Prädationsleistung der generalistischen Prädatoren nahm demnach mit der Entfernung zur Beetle Bank ab.

Die Fangzahlen variierten jedoch stark zwischen den Jahren und Studien und fielen teils vergleichbar, teils höher oder niedriger aus als die Dichten, die an gewöhnlichen, einfach strukturierten Feldrändern oder an strauch- bzw. heckenartigen Randstrukturen ermittelt wurden (Thomas 2001; Collins et al. 2003; MacLeod et al. 2004; Thomas et al. 2000).

Diese Unterschiede sind teilweise auf methodische Aspekte der Versuchsanlage sowie auf standortspezifische Faktoren wie Bodentyp, Landschaftsstruktur und ackerbauliche Bewirtschaftungsmaßnahmen in den angrenzenden Flächen zurückzuführen (Tillmann et al., 2012). Eine fundierte Übersicht der Einflussfaktoren auf Laufkäfergemeinschaften in Agrarökosystemen bieten die Arbeiten von Holland & Luff (2002) und Kromp (1999). Trotz schwankender Ergebnisse und einer relativ begrenzten Studienlage – überwiegend in England durchgeführt – ist die Förderung randüberwinternder Arten durch Beetle Banks belegt. Konsistente Aussagen zur Wirkung von Beetle Banks auf die Schädlingsregulation im angrenzenden Acker sind jedoch bislang nur bedingt abzuleiten (Tillman et al. 2012).

Tillmann et al. (2012) stellten die These auf, dass Beetle Banks – bei vollständiger Auswanderung – die Anzahl bodenlebender Prädatoren im angrenzenden Feld um über 50 % erhöhen könnten. Daher ist ein Vergleich mit herkömmlichen Feldbegrenzungen – wie im Rahmen dieser Arbeit – zentral, um zu bewerten, ob Beetle Banks einen funktionalen Mehrwert für die Schädlingsregulation bieten oder – wie Thomas (2001) formulierte – vergleichbare Effekte auf die Einwanderung von Nützlingen erzielen.

Es besteht grundsätzlich weiterer Forschungsbedarf zur Effektivität von Beetle Banks – sowohl in Bezug auf optimierte Anlagevarianten als auch auf die Förderung pflanzenschutzrelevanter Arten und ihren messbaren Einfluss auf die natürliche Schädlingsregulation in angrenzenden Ackerflächen. Dies schließt den Vergleich mit gewöhnlichen Feldsäumen ebenso wie standortübergreifende Untersuchungen ein, um weiterführende und übertragbare Aussagen zur ökologischen Wirksamkeit von Beetle Banks treffen zu können. Für eine solche Bewertung ist ein vertieftes Verständnis der Biologie und Aktivitätsdynamiken bodenlebender Arthropoden zwischen Randstruktur und Ackerfläche essenziell (Luff 1996).

Zur Wirkung von Beetle Banks erforschten einige Studien die Aktivitätsdynamiken von Laufkäfern: Randüberwinternde Arten – wie beispielsweise *Anchomenus dorsalis* (Synonym: *Agonum dorsale*, *Platynus dorsalis*) dominieren die erfassten Zönosen vor allem im Frühjahr, während feldüberwinternde Arten – etwa *Pterostichus spp.* oder *Poecilus cupreus* – ab Juni in sehr hohen Dichten auftreten (Thomas et al. 2000; Holland et al. 2009). So beschreiben auch Holland & Luff (2002): Einige Arten überwintern typischerweise in Randstrukturen und wandern im Frühjahr aktiv in die Felder ein, dementsprechend entwickeln sich im Feld überwinternde Arten, die häufig als Larven im Feldinneren überwintern, im Frühjahr langsamer und werden erst später in der Saison aktiv und werden demnach erst später erfasst.

Aufbauend auf bisherigen Erkenntnissen wurde der vorliegende Versuch durchgeführt. Untersucht wurde die Wirkung von Beetle Banks auf die Diversität und Aktivität von Laufkäferzönosen in angrenzenden Winterweizenäckern an zwei Standorten in Deutschland

über einen Zeitraum von zwei Jahren. Ziel war es, potenzielle positive Effekte von Beetle Banks, wie sie in der dargestellten Literatur bereits vereinzelt beschrieben wurden, systematisch zu überprüfen: Kann eine Beetle Bank als optimiertes Überwinterungshabitat im Vergleich zu herkömmlichen Feldsäumen, erhöhte Aktivitätsdichten sowie eine gesteigerte Diversität der erfassten Laufkäferarten in angrenzenden Ackerflächen fördern?

Bezüglich der Diversität stellt sich über die reine Artenpräsenz und die Einteilung in Rand- bzw. Feldüberwinterer hinaus die Frage, inwieweit die spezifische Habitatstruktur der Beetle Banks – bestehend aus horstbildenden Gräsern und, wie in den vorliegenden Versuchen, ergänzt durch Blühpflanzen – die Zusammensetzung der Ackerzönosen im Hinblick auf spezifische Habitatpräferenzen (GAC 2009) beeinflusst, und ob sich hierbei Unterschiede gegenüber gewöhnlichen Feldsäumen zeigen. Darüber hinaus kann eine differenzierte Analyse pflanzenschutzrelevanter Arten im angrenzenden Acker durch die Einteilung in Nahrungsgilden (Bilde & Toft 2002) aufschlussreiche Einblicke bieten. So könnte erkennbar werden, ob Beetle Banks im Vergleich zu herkömmlichen Feldrändern bestimmte Artengruppen mit spezifischen Beutepräferenzen fördern, die möglicherweise ein besonderes Potenzial für die biologische Schädlingsregulation aufweisen.

Erstmals wird in diesem Zusammenhang die Wirkung von Beetle Banks nicht nur im Hinblick auf Artenreichtum und Aktivitätsdichten, sondern auch unter Einbezug funktioneller Merkmale wie Habitatpräferenzen und Nahrungsgilden der erfassten Arten untersucht; mit dem Ziel, die ökologische Funktion und das Förderpotenzial von Beetle Banks als nützlingsfördernde Maßnahme umfassender bewerten zu können.

### 3 Arbeitshypothesen

Ausgehend von der vorhandenen Literatur und den Forschungslücken im Zusammenhang mit dem Gesamtprojekt zur Untersuchung der Wirkung von Beetle Banks auf die Laufkäferdiversität und den sich daraus ergebenden Potenzialen für den Pflanzenschutz in der Agrarlandschaft, wurden für diese Masterarbeit folgende Arbeitshypothesen zur Beantwortung der Fragestellung aufgestellt:

#### Artendiversität

- (a) Im Acker angrenzend an die Beetle Bank ist die Diversität der Laufkäfer höher im Vergleich zum Acker angrenzend an den Kontrollfeldsaum.
- (b) Die Artzusammensetzung der Laufkäferzönosen sind im Vergleich der an Beetle Banks und Feldsäume angrenzenden Äcker unterschiedlich.
- (c) Mit der Entfernung zu den Randstrukturen nimmt die Diversität der Laufkäferarten im Acker ab.

#### Habitatpräferenz

- (a) Im Acker angrenzend an die Beetle Bank ist der Anteil der nicht Acker präferierenden Arten (kein Schwerpunkt oder Hauptvorkommen in Äckern) höher im Vergleich zum Acker angrenzend an den Kontrollfeldsaum.
- (b) Im Acker angrenzend an die Beetle Bank ist die Diversität der nicht Acker präferierenden Arten (kein Schwerpunkt oder Hauptvorkommen in Äckern) höher im Vergleich zum Acker angrenzend an den Kontrollfeldsaum.
- (c) Die Zusammensetzung der Habitatpräferenzen der nicht Acker präferierenden Arten sind im Vergleich der an Beetle Banks und Kontroll-feldsäume angrenzenden Äcker unterschiedlich.
- (d) Mit zunehmender Entfernung von den Randstrukturen nimmt der Anteil der Ackerarten zu und der Anteil der nicht Acker präferierenden Arten ab.

## Nahrungsgilde

- (a) Im Acker angrenzend an die Beetle Bank ist der Anteil der pflanzenschutzrelevanten Arten höher im Vergleich zum Acker angrenzend an den Kontrollfeldsaum.
- (b) Im Acker angrenzend an die Beetle Bank ist die Diversität der Nahrungsgilden höher im Vergleich zum Acker angrenzend an den Kontrollfeldsaum.
- (c) Die Zusammensetzung der Nahrungsgilden unterscheidet sich zwischen den Untersuchungsflächen und den Fangzeiträumen Mai und Juli.
- (d) Die Verteilung der Nahrungsgilden ist in Abhängigkeit von der Entfernung zur Randstruktur unterschiedlich.

## 4 Material und Methoden

### 4.1 Versuchsdesign und Standorte

Der Versuch zur Untersuchung der Wirkung von Beetle Banks auf die Laufkäferzönosen im angrenzenden Acker wurde in den Jahren 2021 und 2022 an zwei Standorten in Deutschland durchgeführt: in Bayern in Mariaburghausen und Brandenburg in Zernikow (s. Abb. 1).



Abbildung 1: Luftbilder der Untersuchungsflächen und Umfeld der Standorte: Brandenburg in Zernikow Bayern in Mariaburghausen. Diese schemenhafte Abbildung der Versuchsanlage, ist nicht maßstabsgetreu.

Sara Preißel-Reckling und ihre HelferInnen stellten Bodenfallen sowohl in Äckern angrenzend an Beetle Banks als auch an Feldsäumen, die als Kontrolle fungierten, auf. Insgesamt wurden Äcker an vier verschiedenen Feldrandstrukturen pro Jahr und Standort untersucht.

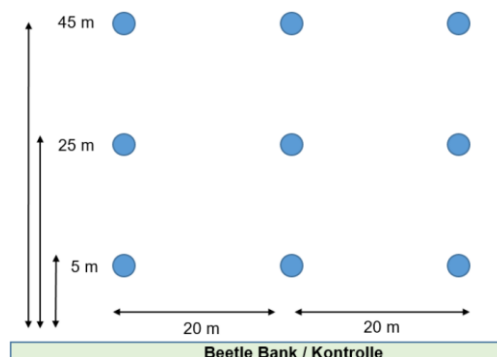


Abbildung 2: Versuchsdesign der Fallenordnung je Untersuchungsfläche an Beetle Bank bzw. Kontrolle (Feldsaum). Neun Fallen pro Untersuchungsfläche in 20 m Entfernung zueinander horizontal und 5, 25 und 45 m Entfernung zur Randstruktur.

Die Bodenfallen wurden in den angrenzenden Äckern an zwei Beetle Banks und zwei Kontrollfeldsäumen entlang von drei Entfernungsstufen (5, 25 und 45m) mit jeweils drei Wiederholungen angelegt. In diesem 2x3-faktoriellen Versuchsdesign wurden, wie in Abbildung 2 grafisch dargestellt, insgesamt neun Bodenfallen pro Feldrandstruktur im angrenzenden Acker aufgestellt. Es wurden keine Fallen innerhalb der Randstrukturen aufgestellt, da der Fokus der Arbeit auf der Wirkung der Randstrukturen auf die Laufkäfergemeinschaften im angrenzenden Acker liegt.

Der erste Untersuchungsstandort befindet sich in Mariaburghausen, Unterfranken, in der Region Rhön (Bayern). Die Landschaft ist kleinteilig strukturiert und umliegend geprägt durch einige Feuchthabitate, Gehölzstrukturen und kleinen landwirtschaftlich genutzten Schlägen. Innerhalb dieser Strukturvielfalt erfolgt eine intensive landwirtschaftliche Nutzung auf nährstoffreichen Böden (Lösslehm) – die Felder zeichnen sich durch eine hohe Saatkichte aus. In Abbildung 1 sind die beprobten Äcker an den Beetle Banks und Kontrollfeldsäumen für die Jahre 2021 und 2022 dargestellt. Die Bodenfallen wurden während der Fangzeiträume im Mai und Juni in Winterweizenäckern entlang der Beetle Bank (vgl. Abb.1: Mariaburghausen BB 2021, Vorfrucht: Raps; BB 2022, Vorfrucht: Zuckerrübe) sowie in Kontrollflächen angrenzenden an Feldsäumen installiert. Die Entfernung zwischen Beetle Bank und Kontrollfeldsaum betrug etwa 100 m. Die Beetle Bank in Mariaburghausen wurde drei Jahre vor der ersten Beprobung angelegt. Die Bepflanzung ist vielfältig und strukturreich, bestehend aus einer Mischung aus Wildkräutern, Knautgras sowie kleinflächigen offenen Bodenstellen.

Der zweite Untersuchungsstandort liegt in Zernikow in der Uckermark (Brandenburg). Die Versuchsfläche befindet sich auf einem südexponierten Hang, auf Böden mit hohem Sandanteil. Die unmittelbare Umgebung des Ackers wird von einem Bachlauf sowie alten Ulmenbeständen auf der gegenüberliegenden Seite eingerahmt. Im Vergleich zu Mariaburghausen sind die Felder deutlich größer, weisen jedoch ebenfalls strukturelle Elemente wie Sölle und Knicks auf. Aufgrund der sandigen Böden ist die landwirtschaftliche Nutzung extensiver (geringere Saatkichten im Vergleich zu Mariaburghausen), da die Standortbedingungen eine intensivere Bewirtschaftung nicht zulassen. Die beprobte Fläche ist heterogen beschaffen, mit trockenheitsgeprägten Teilbereichen – sichtbar auch im Luftbild in Abbildung 1. Auch in Zernikow wurden die Beprobungen in zwei Fangzeiträumen im Mai und Juni durchgeführt. Drei Jahre vor Beginn der Untersuchungen wurden dort zwei Beetle Banks (vgl. Abb. 1: Zernikow BB\_2021 und BB 2022) angelegt. Die Kontrollsäume befanden sich auf einem langen, benachbarten Ackerrand und wurden jeweils an zwei verschiedenen Bereichen beprobt. Der dortige Winterweizen wies unterschiedliche Vorfrüchte auf (Wintergerste bzw. Winterraps). Die Entfernung zwischen Beetle Banks und Kontrollfeldsäumen betrug ebenfalls rund 100 m. Die Beetle Banks in Zernikow sind im

Vergleich zu Mariaburghausen weniger divers bewachsen, bestehen vorrangig aus Knautgras und werden beidseitig von vergrasten Blühstreifen gesäumt. Der lange Kontrollfeldsaum hingegen ist strukturreicher und zum Teil von Gehölzen durchsetzt.

## 4.2 Erfassung der Laufkäfer

Zur Erfassung der Laufkäfer wurden überdachte Barberfallen mithilfe handelsüblicher Einmachgläser ebenerdig im Boden platziert. Die Gläser enthielten eine 40%ige Lösung aus Propylenglycol, destilliertem Wasser und einem Schuss geruchsneutralem, konservierungsmittelfreiem Spülmittel (McCravy & Willand 2007; Bucholz & Hannig 2009). Die Grundstruktur dieser Methode basiert auf Barber (1931). Ein Überblick über die Termine der Fangzeiträume im Mai und Juni je Versuchsjahr ist Tabelle 1 zu entnehmen.

*Tabelle 1: Termine der Fangzeiträume im Mai und Juni je Jahr und Standort*

<b>Standort</b>	<b>1. Fangzeitraum</b>	<b>2. Fangzeitraum</b>
Mariaburghausen	26.05.2021	25.06.2021
Unterfranken, Bayern	23.05.2022	22.06.2022
Zernikow	22.05.2021	17.06.2021
Uckermark, Brandenburg	19.05.2022	17.06.2022

Insgesamt wurden 144 Bodenfallen eingesetzt, mit 18 Fallen je Untersuchungsfläche und Jahr. Bei zwei Bodenfallen in Zernikow (Z\_2022\_K\_45\_1 und Z\_2022\_BB\_05\_2) trat im Juni 2022 eine Auffälligkeit auf: Die Fangflüssigkeit war reduziert, hierbei lagen die Fangzahlen mit 50 bzw. 71 Individuen leicht unter dem Durchschnitt. Zur Überprüfung möglicher Auswirkungen wurden beide Problemfallen testweise aus den Berechnungen der Artenzahl und der ökologischen Merkmale ausgeschlossen (siehe Anhang III: 1\_Artendiversität.xlsx). Die Ergebnisse zeigten geringe Effekte auf die Artenzahl (max.  $\pm 3$  Arten), wobei sich relative Unterschiede zwischen Strukturtypen in einzelnen Betrachtungsweisen verschieben konnten. Insgesamt wurden die Effekte als gering eingestuft. Da die betroffenen Fallen dennoch relevante Anteile der Aktivitätsdichte und Artengemeinschaft erfassten, wurden sie in die Auswertung mit aufgenommen. Ein signifikanter Einfluss auf die Gesamtergebnisse ist nicht zu erwarten.

Die Bestimmung der gefangenen Laufkäfer erfolgte bis zur Artebene. Bis zur Bestimmung waren die Tiere in 70% Ethanol gelagert worden. Im Jahr 2021 wurde die Bestimmung von Ralph Platen vorgenommen, während sie im Jahr 2022 durch Jessika Konrad bearbeitet wurde. Für die taxonomische Bestimmung wurde die Literatur von Müller-Motzfeld (2012) herangezogen. Belegexemplare je Art sind vorhanden, und sowohl männliche als auch

weibliche, sowie immature Individuen wurden separat bestimmt und für die Analyse zu adulten Individuen zusammengefasst. Für jede Entfernungsstufe wurden die Individuensummen der drei Fallen aus den drei Wiederholungen je Stufe kombiniert.

## 4.3 Datenauswertung

Zur Untersuchung der Auswirkungen von Beetle Banks auf die Laufkäferzönosen im angrenzenden Acker sowie möglicher fördernder Effekte auf bodenlebende Prädatoren mit Bedeutung für den Pflanzenschutz, wurden die erfassten Laufkäfergemeinschaften deskriptiv und teilweise statistisch analysiert. Die Datengrundlage bildeten die in Äckern angrenzend an Beetle Banks und Kontrollfeldsäume erfassten Arten sowie Individuensummen der Falleninhalte (Aktivitätsdichten) der Laufkäfergemeinschaften. Im Fokus stehen dabei sowohl die Diversitätsstruktur der Arten, sowie die Betrachtung der Diversität und Häufigkeitsverteilung der ökologischen Merkmale Habitatpräferenz und Nahrungsgilde.

### 4.3.1 Verwendete Maßzahlen zur Beschreibung der Alpha-Diversität

Zur Beschreibung der Alpha-Diversität wurde der Artenreichtum (Anzahl der Arten) sowie die Individuenverteilung innerhalb der Laufkäfergemeinschaften einer Untersuchungsfläche betrachtet. Die Erfassung erfolgte mithilfe von Bodenfallen (Barberfallen). Die so ermittelten Fangzahlen bilden die Aktivitätsdichte der Laufkäfer ab (Blick 1999). Diese beschreibt die Anzahl der Individuen, die innerhalb eines definierten Zeitraums und einer standardisierten Fangfläche gefangen wurden, und bildet somit die aktiven Individuen ab.

Die Analyse erfolgt durch den Vergleich der Laufkäfergemeinschaften in Äckern angrenzend an Beetle Banks mit denen der Kontrollflächen an Feldsäumen. Dabei werden die Gesamtfänge je Methode auf verschiedenen Ebenen betrachtet: für den Gesamtversuch, die einzelnen Standorte sowie die vier Standort-Jahre und teilweise je Fangzeitraum Mai und Juni je Jahr (jeweils 9 Fallen pro Fläche).

Zur quantitativen Analyse der Alpha-Diversität werden zunächst die Artenzahl und die Individuenverteilung der erfassten Aktivitätsdichten auf allen Betrachtungsebenen des Versuchs dargestellt. Daraufhin wurde für die vier Standort-Jahre und die einzelnen Fangzeiträume der Shannon-Diversitätsindex berechnet, welcher sowohl die Anzahl der Arten als auch die Gleichmäßigkeit ihrer Verteilung innerhalb einer definierten Stichproben-Einheit berücksichtigt (Magurran 2011). Die Unterschiede der Laufkäferzönosen anhand des Shannon-Index und der Evenness zwischen den Untersuchungsflächen der einzelnen Standort-Jahre und Fangzeiträume wurde zunächst deskriptiv verglichen.

Der am häufigsten verwendete Diversitätsindex in der Ökologie ist der Shannon-Index (Gerß 2018). Dieser erfasst sowohl die Anzahl der verschiedenen Arten (Artenreichtum) als auch die Gleichmäßigkeit der Individuenverteilung auf diese Arten (Evenness) und beschreibt somit die Heterogenität der Artenzusammensetzung (Shannon 1948). Ein hoher Shannon-Index ( $H'$ ) weist darauf hin, dass viele Arten innerhalb des betrachteten (Teil-) Datensatzes relativ gleichmäßig vertreten sind, sodass keine oder nur wenigen Arten die Gemeinschaft dominieren. Ein niedriger Wert hingegen deutet darauf hin, dass nur wenige Arten vorhanden sind oder bestimmte Arten die Gemeinschaft stark dominieren (Magurran 2011).

$$H' = \sum_{i=1}^S p_i \log p_i$$

$H'$ : Shannon-Index

$S$ : Anzahl der Arten

$p_i$ : relative Häufigkeit der Art  $i$

$\log$ : Logarithmus zur Basis 10

$$E = \frac{H'}{H_{max}} \quad H_{max} = \ln S$$

$E$ : Evenness (Gleichverteilung)

$H_{max}$ : individuelles (Diversitäts) Maximum

$\ln$ : natürlicher Logarithmus

Typischerweise liegt  $H'$  zwischen 1,5 und 3,5. Die Werte der Evenness ( $E$ ) liegen zwischen 1 und 0 und verdeutlichen, ob ähnliche Häufigkeiten ohne dominante Arten oder eher starke Dominanzen weniger Arten die Gemeinschaft charakterisieren (Magurran 2011).

#### 4.3.2 Statistischer Vergleich des Shannon-Index und der Evenness

Zur statistischen Analyse wurden die Unterschiede der Diversitätsindizes (Shannon-Index und Evenness) zwischen den Untersuchungsflächen (Beetle Bank vs. Kontrollfeldsaum) für jedes Standort-Jahr mit dem Mann-Whitney-U-Test auf Signifikanz geprüft ( $p \leq 0,05$ ).

Der Mann-Whitney-U-Test (auch Wilcoxon-Rangsummentest genannt) ist ein nicht-parametrisches Verfahren zur Überprüfung, ob sich die Messgrößen zweier unabhängiger Stichproben signifikant unterscheiden. Im Gegensatz zu parametrischen Tests wie dem t-Test basiert dieser Test nicht auf den Rohdaten selbst, sondern auf deren Rangplätzen. Dazu werden alle Werte beider Gruppen gemeinsam in aufsteigender Reihenfolge sortiert, in Ränge umgewandelt und summiert. Anschließend wird geprüft, ob sich die zentralen Tendenzen (Medianwerte) der beiden Gruppen signifikant unterscheiden. Der Mann-Whitney-U-Test

wurde gewählt, da er die Unabhängigkeit der Stichproben sowie ordinalskalierte oder metrische Daten voraussetzt und keine Normalverteilung der Daten erfordert (Eid et al. 2017).

Die Berechnungsgrundlage für den statistischen Vergleich bildeten die Fangdaten aus jeweils 18 Bodenfallen pro Untersuchungsfläche und Jahr (9 Fallen pro Fangzeitraum im Mai und Juni mit einer Standzeit von 14 Tagen). Aus den Artenanzahlen und Individuenverteilungen wurden für jedes Jahr und jede Fläche, sowie für die Fangzeiträume Mai und Juni, jeweils ein Wert für den Shannon-Index und die Evenness berechnet. Somit lagen je Standort-Jahr insgesamt acht Werte pro Kennwert vor und je Fangzeitraum 16 Werte.

#### 4.3.3 Verwendete Indizes zur Beschreibung der Beta-Diversität

Während die Alpha-Diversität die Artenvielfalt innerhalb eines einzelnen Habitats beschreibt, dient die Beta-Diversität dazu, Unterschiede bzw. Ähnlichkeiten in der Artenzusammensetzung zwischen verschiedenen, aber ökologisch vergleichbaren Habitaten zu erfassen (Whittaker 1972). Sie ist besonders relevant für den Vergleich der Zusammensetzung der Laufkäferzönosen zwischen den Untersuchungsflächen an den Beetle Banks und den Kontrollfeldsäumen. Zur quantitativen Beschreibung der Ähnlichkeit der Artengemeinschaften wurden drei Koeffizienten herangezogen. Die folgenden Beschreibungen und Formeln beziehen sich zunächst auf die Artendiversität, lassen sich jedoch sinngemäß auch auf die ökologischen Merkmale Habitatpräferenz und Nahrungsgilde anwenden, indem anstelle der Arten das jeweilige Merkmal betrachtet und dessen Zusammensetzung zwischen den Untersuchungsflächen verglichen wurde.

Der Präsenz-Gemeinschaftskoeffizient nach Jaccard (1912) erfasst die reine Anwesenheit/Abwesenheit von Arten bzw. fokussierten ökologischen Merkmalen zweier Biotope. Dieses Maß kann die quantitative Überschneidung der Zusammensetzung zwischen den untersuchten Flächen an Beetle Banks und Kontrollsäumen beschreiben (Mühlenberg 1993).

Der Masse-Gemeinschaftskoeffizient nach Gleason (1920) erweitert die Betrachtung, indem er zusätzlich die Ähnlichkeit der Individuenverteilung (Massen) gemeinsamer Arten bzw. Merkmale berücksichtigt (Möseler et al. 2009).

$$J_A[\%] = \frac{a \times 100}{a + b + c}$$

$J_A$ : Präsenz-Gemeinschaftskoeffizient nach Jaccard

a: Anzahl der in beiden Untersuchungsflächen gemeinsam vorkommenden Arten

b: Anzahl der Arten, die nur im Acker angrenzend an die Beetle Bank vorkommen

c: Anzahl der Arten, die nur in der Kontrollfläche vorkommen

$$G_L[\%] = \frac{M_a \times 100}{M_a + M_b + M_c}$$

$G_L$ : Masse-Gemeinschaftskoeffizient nach Gleason

$M_a$ : Summe der Individuenzahl der in beiden Untersuchungsflächen gemeinsam vorkommenden Arten

$M_b$ : Individuenzahl der Arten, die nur im Acker angrenzend an die Beetle Bank vorkommen

$M_c$ : Individuenzahl der Arten, die nur in der Kontrollfläche vorkommen

$$R_e = \sum_{i=1}^a \min D_{b,c}$$

$R_e$ : Dominanzidentität nach Renkonen

$\min D_{b,c}$ : der jeweils kleinere Dominanzanteil der gemeinsam in Fläche b (Beetle Bank) oder c (Kontrolle) vorkommenden Arten

a: Anzahl der in beiden Untersuchungsflächen gemeinsam vorkommenden Arten

Zusätzlich gibt der Koeffizient der Dominanzidentität nach Renkonen (1938) Aufschluss über die Ähnlichkeit der Dominanzstruktur der Laufkäfergemeinschaften an Beetle Banks und Kontrollflächen. Grundlage der Berechnung sind die relativen Häufigkeiten (Dominanzanteile) der Arten auf betrachteter Untersuchungsfläche. Für jede Art, die auf beiden Flächen vorkommt, wird der jeweils kleinere Dominanzanteil ( $\min D_{b,c}$ ), an Beetle Bank (b) oder Kontrollfläche (c), berücksichtigt und anschließend aufsummiert. Dabei ist a die Anzahl der gemeinsam vorkommenden Arten. Der Koeffizient bewegt sich zwischen 0 und 1. Ein Wert

von 1 bedeutet eine vollständige Übereinstimmung der relativen Dominanzverteilung beider Flächen, während ein Wert von 0 keine Ähnlichkeit anzeigt (Mühlenberg 1993).

Anschließend wurden die Arten, die ausschließlich in einem der beiden Untersuchungsumfelder (Beetle Bank oder Kontrollfläche) vorkamen, die gemeinsam erfassten Arten, sowie die Arten, die ein Schwerpunktorkommen in einem Umfeld aufwiesen, qualitativ beschrieben. Ein Verbreitungsschwerpunkt wird in dieser Arbeit für den Fall definiert, in dem eine Art mindestens doppelt so häufig in einer Untersuchungsfläche zur Vergleichsfläche auftritt. Die Ergebnisse wurden mithilfe eines Venn-Diagramms veranschaulicht und beschrieben.

Zur Überprüfung der Hypothesen zur Randbindung von Arten wurde die Artenzahl sowie die Verteilung der Individuensummen der Falleninhalte entlang der drei Entfernungsstufen (5 m, 25 m und 45 m; jeweils 3 Fallen pro Stufe) deskriptiv ausgewertet.

Die Auswertung der Habitatpräferenzen und Nahrungsgilden erfolgte deskriptiv anhand der gleichen Maßzahlen wie bei der Analyse der Alpha- und Beta-Diversität. Hierzu wurden sowohl die reinen Anzahlen der Habitatpräferenz- sowie Nahrungsgildengruppen als auch die Verteilungen der Individuensummen dieser Gruppen auf den jeweiligen Betrachtungsebenen (Strukturtyp, Fangzeitraum, Entfernung) verwendet. Auf die Berechnung des Shannon-Index und der Evenness wurde in diesem Zusammenhang verzichtet, da die Einteilung in funktionelle Gruppen zu einer stark reduzierten Stichprobengröße geführt hätte und somit keine belastbaren oder vergleichbaren Ergebnisse zu erwarten gewesen wären. Die Berechnung der Beta-Diversitätsmaße (Jaccard-, Gleason- und Renkonen-Koeffizienten) wurde – wie oben methodisch beschrieben – auch für die Merkmale Habitatpräferenz und Nahrungsgilde angewendet.

Für die Habitatpräferenzen erfolgte zusätzlich eine qualitative Darstellung der Zönoseunterschiede zwischen den Untersuchungsflächen mittels Venn-Diagramm. Da sich die Verteilung der Nahrungsgilden zwischen den Strukturtypen nur geringfügig unterschied, wurden die prozentualen Anteile der vier häufigsten Nahrungsgilden auf Basis der Gesamtfänge je Strukturtyp berechnet und in Balkendiagrammen veranschaulicht.

Zur Analyse der räumlichen Verteilung wurden für jede Entfernungsstufe (5 m, 25 m, 45 m) die Anzahl der Arten sowie die Individuensummen dargestellt. Für die ökologischen Merkmale wurden die prozentualen Anteile der Individuen je Habitatpräferenz Acker präferierende Arten und Nicht Acker präferierende Arten, sowie der vier dominanten Nahrungsgilden (MIX, GIN, GCA, GRA) berechnet. Grundlage war die absolute Fangzahl je Strukturtyp pro Distanzstufe. Die Anteile wurden struktur- und jahresbezogen für beide Fangzeiträume sowie je Struktur, Jahr und Entfernungsstufen getrennt ausgewertet. Ergänzend wurden die zugehörigen

absoluten Individuenanzahlen dargestellt, um mögliche Verzerrungen durch die Anteilsberechnungen zu berücksichtigen.

#### 4.3.4 Einteilung der Laufkäferarten nach Habitatpräferenzen

Die Hauptquelle, die in dieser Arbeit für die Klassifizierung der Habitatpräferenzen der erfassten Laufkäfer verwendet wurde, ist der von der Gesellschaft für angewandte Carabidologie e.V. (GAC) herausgegebene Wissensbasierter Katalog – Lebensraumpräferenzen der Laufkäfer Deutschlands (2009). Dieser Katalog wurde aus einer Vielzahl regionaler Studien und Expertenwissen zusammengestellt und bietet somit die Möglichkeit, die Laufkäferfauna in Deutschland regional differenziert zu untersuchen, dabei richtet sich die Nomenklatur der Arten im Wesentlichen nach Müller-Motzfeld (2004). Ralph Platen hat diese Habitatpräferenz-Klassifikation der GAC (2009) in einer bisher unveröffentlichten Version erweitert und wichtige Artinformationen für diese Arbeit zur Verfügung gestellt. Die wichtigen Modifikationen durch Ralph Platen bestehen darin, dass er mehrere Angaben zum Vorkommen einer Art zu einer Habitatpräferenz zusammengefasst hat, um vergleichende ökologische Auswertungen zu ermöglichen. So werden in der GAC (2009) einer Laufkäferart entsprechend ihrer Lebensraumpräferenz Schwerpunkt-, (u. ggf.) Haupt- und Nebenvorkommen zugeordnet.

Die Habitatpräferenzen der Laufkäfer sind grundsätzlich in der GAC (2009) in acht Großregionen unterteilt, da sich regionale Unterschiede im Vorkommen einiger Arten zeigen. Je Versuchsstandort, des vorliegenden Versuchs, sind die erfassten Laufkäferarten aus der Großregion Nordöstliches-Tiefeland für Zernikow und Südwestliches-Mittelgebirge für Mariaburghausen zugeordnet.

Die Fangdaten wurden schließlich nach der modifizierten Version von Ralph Platen (Platen 2024, unveröffentlicht, Stand 12.07.2024) in 57 differenzierte Habitatpräferenzen eingeteilt (s. Anhang I). Darüber hinaus wurden diese 57 differenzierten Habitatpräferenzen von Konrad et al. (2024) zu 7 Präferenzgruppen zusammengefasst, um gröbere und übergeordnete Auswertungen der Lebensraumpräferenzen von Artengemeinschaften zu ermöglichen (siehe Anhang II). Wichtig anzumerken ist, dass diese Einteilung nicht bedeutet, dass diese Arten ausschließlich in diesen angegebenen Habitaten vorkommen. Sowohl für die differenzierte als auch für die zusammengefasste Kategorisierung der Habitatpräferenzen gilt, dass eine Art neben ihren Schwerpunktorkommen auch in anderen Lebensraumtypen auftreten kann.

Zur Beantwortung der Fragestellungen und zur Beabreitung der Arbeitshypothesen werden die erhobenen Laufkäferarten und Aktivitätsdichten nach ihren Habitatpräferenzen in „Acker präferierende Arten“ und „nicht Acker präferierende Arten (auch „ackertypische“ und

„ackeruntypische“ Arten genannt) eingeteilt und zwischen den Untersuchungsflächen im Acker angrenzend an die Randstrukturen (Beelte Bank und Kontrollfeldsaum) verglichen.

Für Einteilung der Arten in ackertypische sowie ackeruntypische Arten ergab sich während der Einteilung in der differenzierten Kategorisierung und zusammengefassten Kategorisierung Unterschiede, welche manuell angepasst wurden und hier kurz erläutert werden:

Für die zusammengefasste Kategorisierung ergab sich, dass *Brachinus crepitans* als Weinberg (VYA) präferierend eingeteilt war und wurde, da diese Art auch teilweise häufig in Äckern vorzufinden ist, zu den ackerpräferierenden Arten (FIE) eingeteilt. Darüber hinaus musste eine weitere Veränderung vorgenommen werden: Die differenzierten Habitatpräferenzen NHP (No Habitat Preference: keine erkennbare Habitatpräferenz – Arten, die sowohl offene als auch bewaldete Habitate nutzen, feuchteunabhängig; 2174 Individuen) und OHA (Open Habitats: offene Habitate bevorzugend – eurytope Freiflächenarten, ebenfalls feuchteunabhängig; 5 Individuen) wurden innerhalb der Datenbankzuordnung der zusammengefassten Habitatpräferenzgruppe MIX (Arten mit unterschiedlichen Habitatpräferenzen) zugeteilt. Einige in dieser Untersuchung erfasste eurytope Arten wurden dieser Gruppe MIX zugeordnet. Da ausgewählte Arten jedoch häufig in ackerbaulich genutzten Lebensräumen auftreten (nach Rücksprache mit Ralph Platen), wurden sie im Rahmen der dichotomen Betrachtung dieser Arbeit den ackerpräferierenden Arten (FIE) zugeordnet. Dies betraf folgende Arten:

OHA: *Bembidion quadrimaculatum*, *Loricera pilicornis*, *Clivina fossor*.

NHP: *Calathus fuscipes*, *Carabus nemoralis*, *Nebria brevicollis*, *Notiophilus biguttatus*, *Notiophilus palustris*.

Zusätzlich mussten drei weitere Korrekturen vorgenommen werden: Im Datensatz traten zwei Schreibfehler für Artnamen auf, die auf fehlende Angaben in der Originaltabelle zurückzuführen waren. Korrigierte Artnamen: *Harpalus dimidiatus* ← ehemals *Harpalus dimidius* und *Panagaeus cruxmajor* ← ehemals *Panageus cruxmajor*. Und die Art *Ophonus azureus* musste von der fehlerhaften Zuordnung von „DRY“ zu „FIE“ korrigiert werden.

#### 4.3.5 Einteilung der Laufkäferarten nach Nahrungsgilde

Die Einteilung der Laufkäferarten nach Nahrungsgilden geht auf die Primärquelle von Bilde & Toft (2002) zurück und wurde durch Ralph Platen erweitert. Die Gruppierung ist wie folgt zusammengesetzt:

*Tabelle 2: Nahrungsgilden der Laufkäfer (Carabidae) nach Bilde & Toft (2002), erweitert durch Ralph Platen (Platen 2024, unveröffentlicht, Stand 12.07.2024)*

<b>Abkürzung</b>	<b>Beschreibung der Nahrungspräferenz</b>
ATS	Ameisenspezialisten
CAS	Schmetterlingsraupen- / -puppenspezialisten
EPR	Eiräuber
GCA	Fleischfresser, carnivore Räuber, allgemein
GIN	Insektenfresser, allgemein
GRA	Körnerfresser
MAS	Microarthropodenspezialisten, Collembola, Hornmilben,
MIX	Gemischtköstler, Fleischfresser und vegetarische Ernährungsweise
MOS	Schneckenspezialisten
OTS	Spezialisten, nicht genau definiert
WLS	Asselspezialisten
WOS	Würmer-, Insektenlarvenspezialisten

In dieser Arbeit gelten jene Arten als pflanzenschutzrelevant, die den Nahrungsgilden MIX (Gemischtköstler: konsumieren sowohl pflanzliche als auch tierische Nahrung), GIN (generalistische Insektenfresser) und GCA (generalistische Fleischfresser) zugeordnet werden. Zu ihrer Beute zählen unter anderem bedeutende Getreideschädlinge, insbesondere Getreideblattläuse sowie beispielsweise Getreidehähnchen, die für diese Arbeit relevant sind – da die Beetle Banks in Winterweizenbeständen angelegt wurden.

## 5 Ergebnisse

Zur Beantwortung der übergeordneten Fragestellung – welche Wirkung Beetle Banks auf die Vielfalt der Laufkäferzönose im angrenzenden Acker haben und unter besonderer Berücksichtigung der ökologischen Merkmale Habitatpräferenz und Nahrungsgilde sowie pflanzenschutzrelevanter Arten – werden im Folgenden die Ergebnisse präsentiert.

### 5.1 Artendiversität

Die Laufkäferzönosen der an Beetle Banks und Kontrollflächen angrenzenden Äcker werden in diesem Kapitel anhand ihrer Diversität beschrieben. Folgende Arbeitshypothesen wurden zur Analyse angesetzt:

- a) Im Acker angrenzend an die Beetle Bank ist die Diversität der Laufkäfer höher im Vergleich zum Acker angrenzend an den Kontrollfeldsaum. (Dargestellt durch Arten- und Individuenzahl sowie durch die Alpha-Diversitätsmaße Shannon-Index und Evenness).
- b) Die Artenzusammensetzung der Laufkäferzönosen ist im Vergleich der an Beetle Banks und Feldsäume angrenzenden Äcker unterschiedlich. (Dargestellt durch Beta-Diversitätsmaße (quantitativ) und mithilfe eines Venn-Diagramms zur qualitativen Artzusammensetzung).
- c) Mit der Entfernung zu den Randstrukturen nimmt die Diversität der Laufkäferarten im Acker ab. (Dargestellt durch Arten- und Individuenzahl je Entfernungsstufe)

### 5.1.1 Alpha-Diversität der Laufkäferzönosen

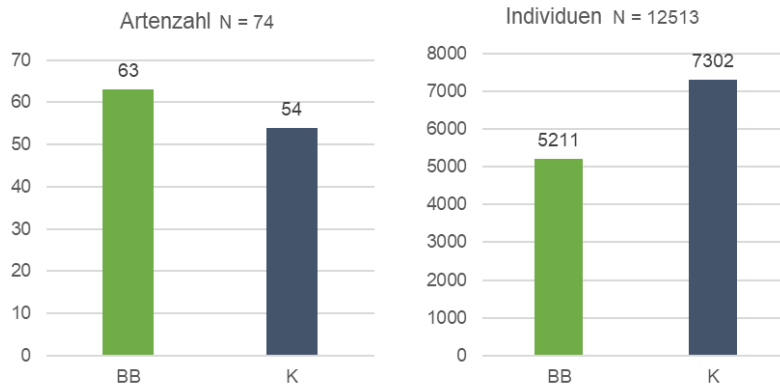
Insgesamt sind 74 Arten im Gesamtversuch erfasst worden, siehe Gesamtartenliste (Anhang IV). Die Dominanzverteilung der Erfassung zeigt, dass 12 Arten 95% der Gesamtfänge (N=12513) und 28 Arten 99% abbilden (vgl. Tab. 3). Von diesen waren sechs Arten in allen Jahren und in beiden Untersuchungsflächen präsent.

*Tabelle 3: Verteilung der 12 häufigsten Arten im Gesamtversuch. Anteil: von Gesamtfängen (N=12513). Fett: Arten präsent in beiden Strukturen und allen vier Jahren.*

Art	Individuen	Anteil
Trechus quadristriatus	3166	25,3%
<b>Poecilus cupreus</b>	2440	19,5%
<b>Anchomenus dorsalis</b>	1750	14,0%
<b>Nebria brevicollis</b>	1327	10,6%
Calathus fuscipes	826	6,6%
<b>Harpalus affinis</b>	721	5,8%
<b>Harpalus rufipes</b>	642	5,1%
<b>Pterostichus melanarius</b>	418	3,3%
Brachinus crepitans	230	1,8%
Bembidion lampros	212	1,7%
Amara similata	83	0,7%
Poecilus versicolor	82	0,66%
Gesamt	11897	95%

Insgesamt ist eine höhere Anzahl an Arten (63) in den Flächen angrenzend an die Beetle Banks aufgetreten als angrenzend an die Kontrollsäume (54), siehe Abb. 3: [1]. Im Gegensatz dazu sind die Fänge angrenzend an die Kontrollsäume individuenreicher ausgefallen mit 7302 gegenüber 5211 Individuen an Beetle Banks.

[1] Gesamtversuch



[2] Standorte

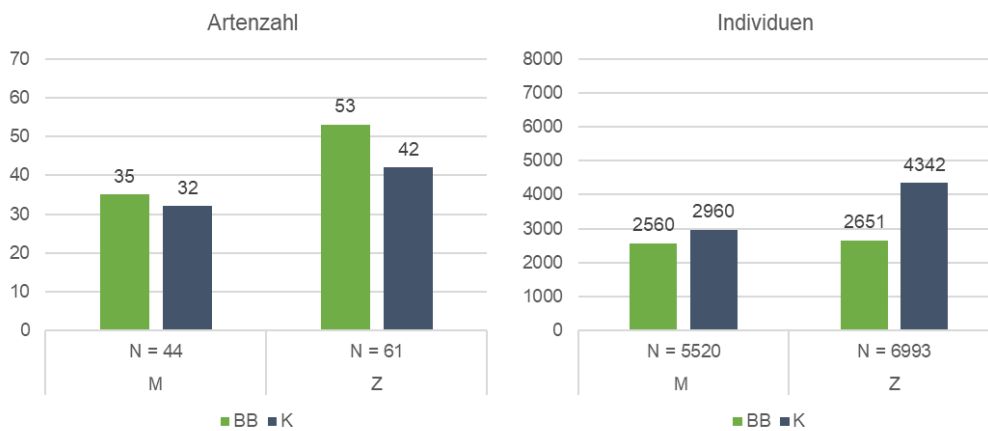
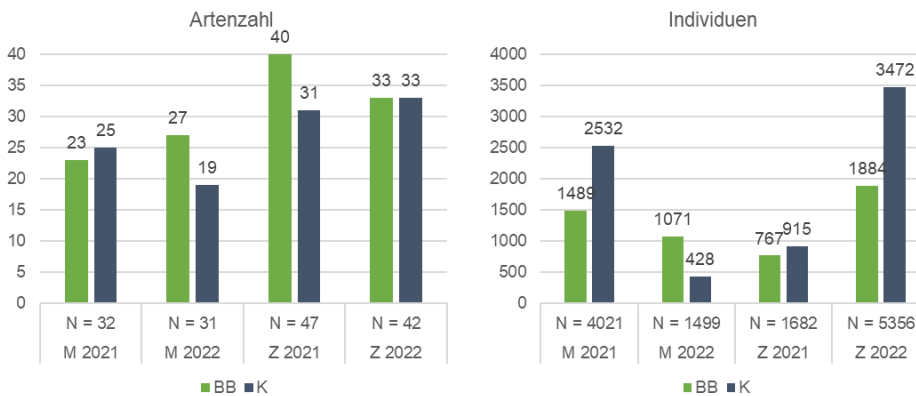


Abbildung 3: Artenzahl und Individuenverteilung der Laufkäferarten der Untersuchungsflächen angrenzend an Beetle Banks und Kontrollfeldsäumen auf Betrachtungsebene des [1] Gesamtversuchs und Standorte [2], N: Gesamtartenanzahl oder Gesamtindividuenanzahl je Gesamtversuch/Standort.

Bei separater Betrachtung der beiden Standorte zeigt sich der gleiche Effekt einer höheren Artenvielfalt an Beetle Banks um elf Arten in Zernikow und drei Arten in Mariaburghausen [2]. In jeweils einem Jahr der beiden Standorte war der Vorteil der Artenzahl an Beetle Banks sehr ausgeprägt (Abb. 3 [3]), dabei handelte es sich um die trockenen Jahre M 2022 und Z 2021. In den anderen beiden Standort-Jahren war die Artenzahl an Beetle Banks gleich oder minimal geringer (-2 Arten) als an den Kontrollsäumen. Die Artenzahl ist in fünf von acht Fangzeiträumen angrenzend an die Beetle Bank höher, im Mittel um fünf Arten [4]. Die Artenzahlen je Fangzeitraum variieren in Äckern an Beetle Banks zwischen 17 und 33 Arten und in Äckern an Kontrollflächen zwischen 13 und 28 Arten.

[3] Standort-Jahre



[4] Fangzeiträume

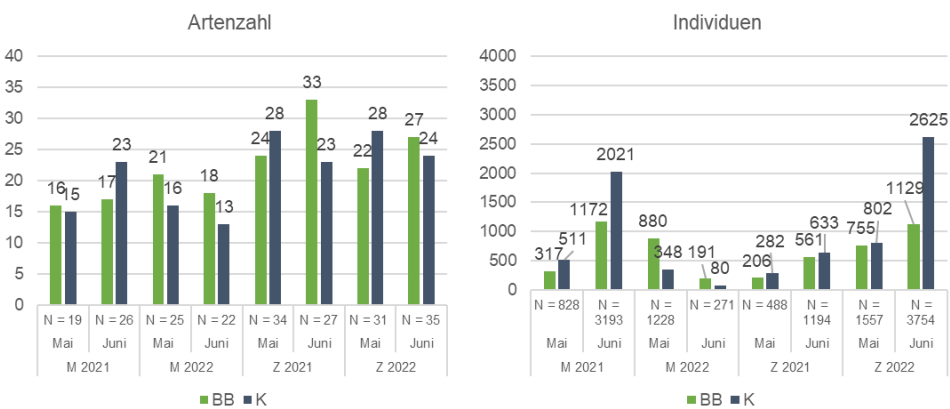


Abbildung 4: Fortsetzung zu Abb.3: Arten und Individuenverteilung je Standort-Jahr [3] und Fangzeitraum (Mai und Juni) [4]. N: Gesamtartenzahl oder Gesamtindividuenanzahl je Standort-Jahr/Fangzeitraum.

Auch die höheren Individuenzahlen an Kontrollsäumen bestätigen sich an beiden Standorten [2]. Die Unterschiede sind in Zernikow deutlicher ausgeprägt als in Mariaburghausen. Bei separater Betrachtung der Jahre [3] waren nur in einem Jahr, M 2022, die Gesamtfänge an Kontrollsäumen auffällig niedrig im Vergleich zu den restlichen Jahren und deutlich niedriger als an Beetle Banks. Die Gesamtfänge an der Beetle Bank in diesem Jahr sind dagegen nicht auffällig niedriger im Vergleich der anderen Jahre. Der Effekt zeigt sich gleichermaßen in beiden Fangzeiträumen der jeweiligen Jahre [4].

Die Jahre M 2022 und Z 2021 waren witterungsbedingt besonders trocken und zeigten im Vergleich zu den übrigen Standort-Jahren insgesamt geringere Individuenzahlen. Auffällig ist dabei das Jahr Z 2021: Trotz der niedrigsten Gesamtfangzahl an der Beetle Bank (767 Individuen) wurde hier mit 40 Arten die höchste Artendiversität im Vergleich aller Jahre und Strukturen erfasst (vor allem deutlich im Juni mit 33 Arten).

Unter Betrachtung der Fangzeiträume fielen deutlich erhöhte Fangzahlen an Kontrollsäumen vor allem im Juni in M 2021 und Z 2022 auf.

Des Weiteren wurden Unterschiede zwischen den Laufkäfergemeinschaften im Acker angrenzend an Beetle Banks (BB) und Kontrollflächen (K) durch die Alpha-Diversitätsmaße Shannon-Index (H') und Evenness (E) deutlich (vgl. Tab. 4).

*Tabelle 4: Shannon-Index und Evenness je Standort-Jahr. H': Shannon-Index (Artenzahl in Abhängigkeit der relativen Häufigkeiten der Individuen). E: Evenness (Gleichverteilung der Individuen auf die vorhandenen Arten). BB: Ackerfläche angrenzend an Beetle Bank. K: Kontrollfläche an Feldsaum. N: Gesamtfangzahlen je Untersuchungsfläche eines Jahres. Höhere Werte bilden jeweils eine höhere Diversität oder Gleichverteilung der Arten ab.*

Standort-Jahre	BB			K		
	H'	E	N	H'	E	N
M2021	1,60	0,51	1489	1,50	0,47	2532
M2022	2,06	0,62	1017	2,03	0,69	428
Z2021	2,65	0,72	767	2,49	0,72	915
Z2022	2,28	0,65	1884	1,69	0,48	3472

Insgesamt lagen die Werte des Shannon-Index über alle vier Standort-Jahre hinweg an Beetle Banks höher als an den Kontrollflächen. Die Werte reichten von 1,60 bis 2,65 an Beetle Banks (BB) und von 1,50 bis 2,49 an Kontrollsäumen (K). Auch die Evenness zeigte tendenziell höhere Werte an Beetle Banks (0,51–0,72) im Vergleich zur Kontrolle (0,47–0,72), siehe Tabelle 4.

Die Verteilungen der Shannon-Index- und Evenness-Werte sind in Abbildung 5 als Boxplots dargestellt. Der Median des Shannon-Index liegt an den Beetle Banks höher als an den Kontrollflächen, was die insgesamt höhere Diversität an Beetle Banks unterstreicht. Die Boxen beider Strukturen überlappen zum Teil, da die Wertebereiche beider Strukturen eher ähnlich ausfallen; die Streuung der einzelnen Jahre ist insgesamt vergleichbar.

## Standort-Jahre

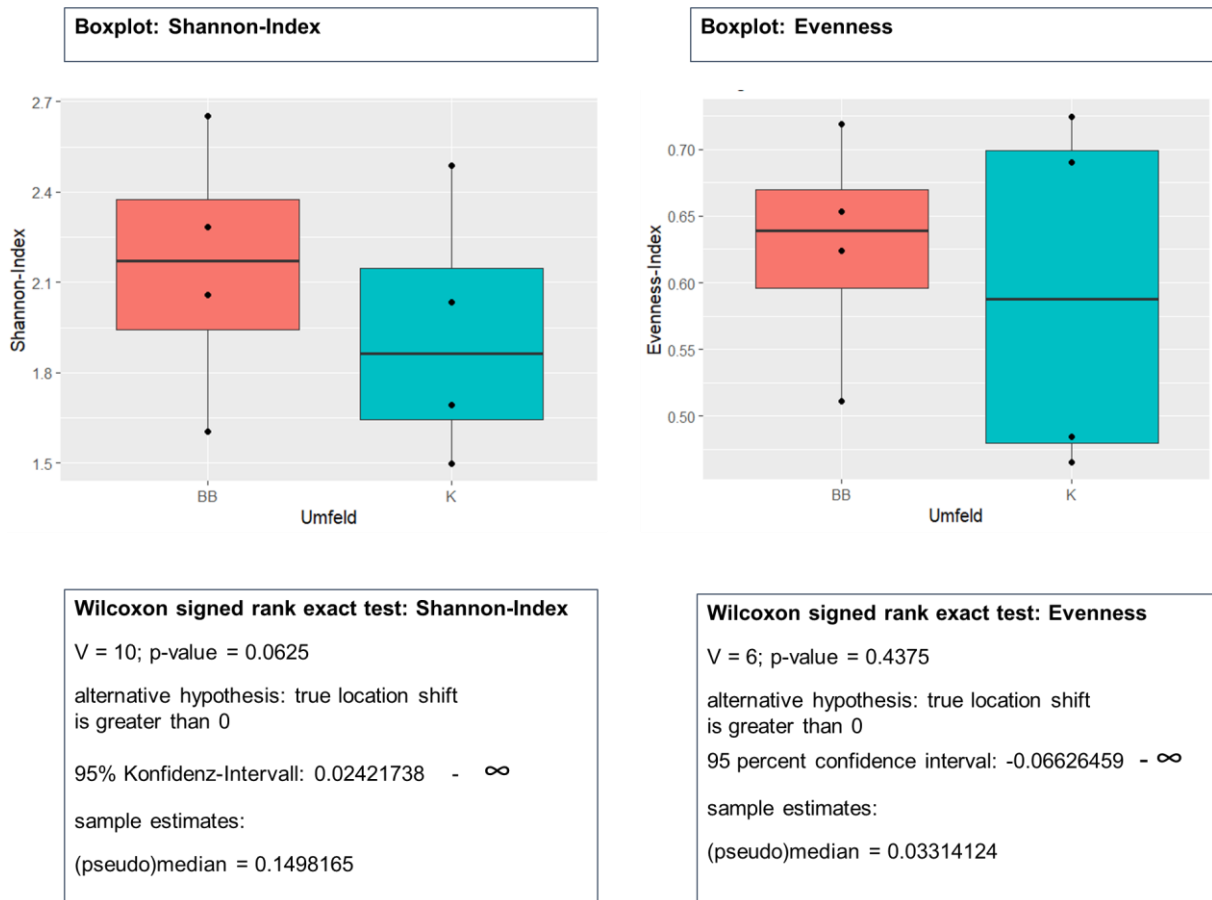


Abbildung 5: Boxplot und Man-Whitney-U Test von Shannon-Index und Evenness der Standort-Jahre

Der Mann-Whitney-U-Test ergab für den Shannon-Index einen p-Wert von 0,0625. Dieser liegt knapp über dem Signifikanzniveau von 0,05 und weist auf eine positive, jedoch statistisch nicht signifikante Tendenz zu höherer Diversität an Beetle Banks hin. Auch bei der Evenness liegt der Median an Beetle Banks leicht höher. An den Kontrollsäumen ist eine starke Streuung sichtbar: Die Jahre M 2021 und Z 2022 (feuchte Jahre) zeigen niedrigere Werte, während M 2022 und Z 2021 (trockene Jahre) höhere Gleichverteilungen aufweisen. Für die Evenness ergab sich ein p-Wert von 0,4375, womit kein signifikanter Unterschied zwischen den beiden Strukturen festzustellen ist, bezüglich der Gleichverteilung der Arten.

Werden Shannon-Index und Evenness je Standort-Jahr im Einzelnen betrachtet, ist M 2021 das Standort-Jahr mit der geringsten Diversität,  $H' = 1,60$  (BB) und 1,50 (K) sowie niedriger Evenness (0,51 BB, 0,47 K), trotz hoher Fangzahlen (BB: 1489, K: 2532 Individuen). Wie oben schon deutlich wurde, sind in Mariaburghausen insgesamt eher weniger Arten erfasst worden, und offenbar dominieren hier wenige Arten die Gemeinschaft.

Im trockenen Jahr M 2022 waren an der Kontrollfläche besonders niedrige Fangzahlen (428

Individuen) erfasst worden, jedoch lagen  $H'$  und  $E$  deutlich höher als im Vorjahr ( $H' = 2,06$  BB,  $2,03$  K). Trotz geringer Aktivitätsdichten liegt die Diversität hoch, dabei scheinen hier die Individuen gleichmäßiger auf die Arten verteilt zu sein.

In Z 2021, ebenfalls ein besonders trockenes Jahr, verzeichnet mit  $H' = 2,65$  (BB) und  $2,49$  (K) sowie  $E = 0,72$  (BB und K) die höchste Diversität und Gleichverteilung im Vergleich der Jahre – bei gleichzeitig niedrigster Fangzahl an der Beetle Bank (767 Individuen). Wie oben schon beschrieben, sind in diesem Jahr die höchsten Artenzahlen vorgekommen. Das Jahr Z 2022 wies an der Kontrollfläche mit 3472 Individuen die höchste Fangzahl auf, jedoch fielen  $H'$  (1,69) und  $E$  (0,48) dort auffällig aus. Dies deutet auf eine starke Dominanz einzelner Arten hin. Eine getrennte Betrachtung für die Fangzeiträume eines Jahres im Mai und Juni bestätigt die bisherigen Ergebnisse.

*Tabelle 5: Shannon-Index ( $H'$ ) und Evenness ( $E$ ) je Fangzeitraum Individuenanzahl je Untersuchungsfläche ( $N$ ) der Standort-Jahre.*

Standort-Jahr	Fangzeitraum	BB			K		
		$H'$	$E$	$N$	$H'$	$E$	$N$
M2021	Mai	1,57	0,57	317	1,32	0,49	511
	Juni	1,55	0,55	1172	1,47	0,47	2021
M2022	Mai	1,88	0,62	880	1,93	0,70	348
	Juni	2,00	0,69	191	1,90	0,74	80
Z2021	Mai	2,30	0,72	206	2,27	0,68	282
	Juni	2,39	0,68	561	2,14	0,68	633
Z2022	Mai	1,83	0,59	755	1,62	0,49	802
	Juni	2,15	0,65	1129	1,27	0,40	2625

In sechs von acht Fällen liegt die Shannon-Diversität an den Beetle Banks über der der Kontrollflächen (s. Tab. 5). Gleiches gilt für die Evenness, deren Unterschiede zwischen den Flächen jedoch insgesamt geringer ausfallen.

Für den jeweiligen Index sind kaum Unterschiede zwischen den Fangzeiträumen zu erkennen: Zum Beispiel an der Beetle Bank in M 2022 liegen  $H'$  im Mai bei 1,57 und im Juni bei 1,55. Die Evenness liegt im Mai bei 0,57 und im Juni bei 0,55.

Wie oben schon angemerkt, geht der Hinweis auf eine starke Dominanz einzelner Arten in Z 2022 am Kontrollsaum mit einer niedrigen Evenness von 0,4 auf den Fangzeitraum Juni zurück. In M 2022 sind die geringen Individuenzahlen am Kontrollsaum vor allem im Juni (80 Individuen) sichtbar. Trotz geringer Fangzahlen ist die Diversität und Gleichverteilung im Juni ähnlich zu der im Mai mit 348 Individuen.

### 5.1.2 Beta-Diversität der Arten der Laufkäferzönosen

Der Präsenz- und Masse-Gemeinschaftskoeffizient nach Jaccard und Gleason sowie die Dominanzidentität nach Renkonen ermöglichen die Charakterisierung der Beta-Diversität, d.h. der Ähnlichkeit der Laufkäferzönosen der beiden untersuchten Ackerflächen an Beetle Banks und Kontrollsäumen.

*Tabelle 6: Beta-Diversitätsmaße zur Beschreibung der Artenähnlichkeit und Verteilung der Laufkäfer auf Ackerflächen an Beetle Banks und Kontrollfeldsäumen. Präsenz- und Masse-Gemeinschaftskoeffizient nach Jaccard und Gleason und Dominanzidentität nach Renkonen. N Individuen: Gesamtindividuenzahl. Höhere Prozentzahlen weisen auf eine stärkere Überschneidung der Arten- bzw. Individuenverteilung zwischen den Strukturen hin.*

Artendiversität	Jaccard	Gleason	Renkonen	N Individuen
Gesamtversuch	58,11 %	99,50 %	78,52 %	12513
Mariaburghausen	52,27 %	99,28 %	77,26 %	5520
Zernikow	55,74 %	99,20 %	72,19 %	6993

Wie Tabelle 6 zu entnehmen, überschneiden sich, auf der Ebene des Gesamtversuchs sowie an den Standorten, die Arten zwischen der Fläche an der Beetle Bank und der am Kontrollsaum nach dem Jaccard-Koeffizienten zu etwas über 50 %.

Die Individuenzahlen der gemeinsamen Arten überschneiden sich in allen Betrachtungsebenen nach dem Gleason-Koeffizient zu über 99 %. Das bedeutet, es gibt zwar einige strukturspezifische Arten an einer Untersuchungsfläche, jedoch machen diese nur einen sehr geringen Anteil der Gesamtindividuen aus (<1 %).

Die Dominanzverhältnisse, dargestellt durch den Renkonen-Koeffizienten, stimmen zwischen den Laufkäferzönosen in den Flächen angrenzend an die Beetle Banks und Kontrollflächen insgesamt überwiegend überein, aus Sicht des Gesamtversuchs (78,5 %) und ebenfalls der Standorte (M: 77,3 %; Z: 72,2 %). Das bedeutet, dass die häufigen Arten an Beetle Banks mit ähnlicher Häufigkeit auch in Kontrollflächen vorkommen.

### 5.1.3 Qualitative Zusammensetzung der Arten

Es folgt ein qualitativer Einblick mithilfe eines Venn-Diagramms (vgl. Abb. 6) welches die Artengemeinschaften an Beetle Banks und Kontrollflächen auf der Ebene des Gesamtversuchs und der Standorte verbildlicht.

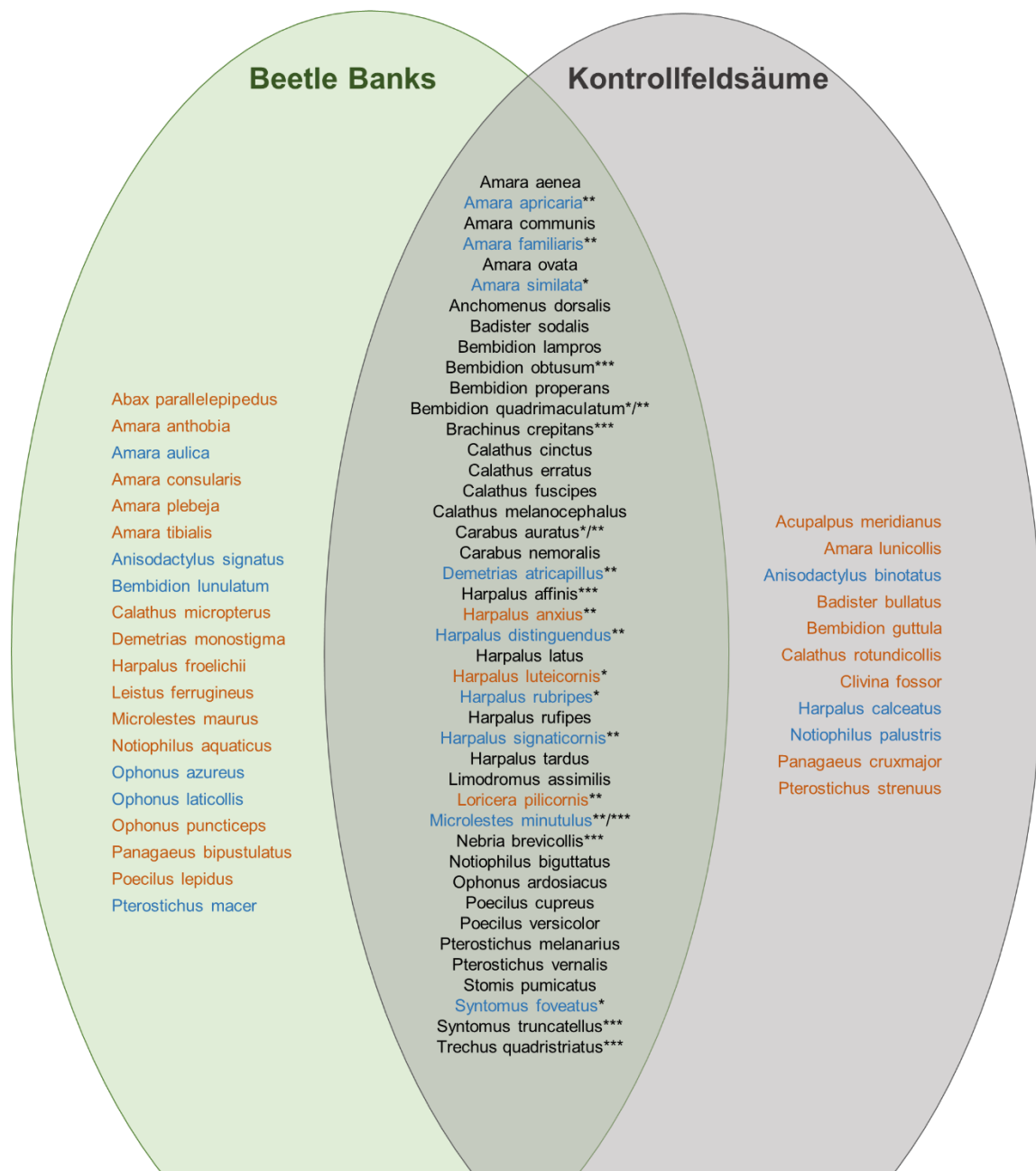
Im Gesamtversuch waren von den insgesamt 74 erfassten Arten 31 Arten (42 %) auf ein Untersuchungsumfeld beschränkt (vgl. Abb. 6). Dabei traten mehr strukturspezifische Arten an Beetle Banks auf – zwanzig Arten (27 %) im Vergleich zu elf Arten (15 %) an Kontrollsäumen. Es handelte sich ausschließlich, wie bereits zuvor erwähnt, um seltene Arten

mit sehr geringen Individuenzahlen: Insgesamt wurden 47 Individuen strukturspezifischer Arten an Beetle Banks und 15 an den Kontrollflächen erfasst.

Auf Standortebene zeigen sich die Unterschiede in der Artzusammensetzung noch deutlicher: In Mariaburghausen waren bei ähnlichen Fangzahlen 12 Arten (27 %) nur an Beetle Banks und neun Arten (20 %) nur an Kontrollsäumen nachgewiesen. Vier weitere Arten (9 %) wiesen einen deutlichen Verbreitungsschwerpunkt auf, indem sie mindestens doppelt so häufig in einer Struktur auftraten.

Zu diesen Schwerpunktsarten (siehe Anhang III: 1\_Artendiversität) zählt *Brachinus crepitans* ( $n^M = 230$ ;  $n^M(\text{BB}) = 205$ ), welche ausschließlich in Mariaburghausen und mit einem klaren Schwerpunkt an Beetle Banks vorkam – insbesondere in M 2021 (Juni: 27 Individuen) und M 2022 (Mai: 167 Individuen).

An den Kontrollsäumen waren *Bembidion obtusum* ( $n^M = 40$ ;  $n^M(\text{K}) = 31$ ) mit geringen Gesamtzahlen und *Trechus quadristriatus* ( $n^M = 862$ ;  $n^M(\text{K}) = 604$ ) deutlich vertreten, letzterer insbesondere in M 2021 im Juni (580 Individuen).



		spezifisch an Beetle Banks	Anteil an Gesamtfänge	Schnittmenge	Anteil an Gesamtfänge	spezifisch an Kontrollsäumen	Anteil an Gesamtfänge	N
<b>Gesamtversuch</b>	Artenzahl	20	27,0%	43	58,1%	11	14,9%	74
	Individuen	47	0,4%	12451	99,5%	15	0,1%	12513
<b>Maria- burghausen</b>	Artenzahl	12	27,3%	23	52,3%	9	20,5%	44
	Individuen	25	0,5%	5480	99,3%	15	0,3%	5520
<b>Zernikow</b>	Artenzahl	19	31,1%	34	55,7%	8	13,1%	61
	Individuen	46	0,7%	6937	99,2%	10	0,1%	6993

Abbildung 6: Venn-Diagramm und tabellarische Darstellung der Unterschiede zwischen den Laufkäferzönosen an Untersuchungsfeldern Beetle Bank und Kontrollsaum.

Aggregiert auf der Ebene des Gesamtversuchs: **Ovale:** Arten, die ausschließlich in Flächen angrenzend an Beetle Banks (grün) oder nur an Kontrollsäumen (grau) vorgekommen sind. **Schnittmenge:** Arten, die in beiden Untersuchungsfeldern nachgewiesen wurden. Differenzierung auf Standort-Ebene: **Blau:** Arten, die in Mariaburghausen nur in einem Umfeld vorgekommen sind (\*\* an Beetle Banks; \* an Kontrollsäumen). **Orange:** Arten, die in Zernikow spezifisch (\*\* nur an Beetle Banks; \* nur an Kontrollsäumen) auftraten. **\*\*\*:** Arten, die an einem Standort mit einem Verbreitungsschwerpunkt an

*Beetle Banks* oder *Kontrollsäumen* vorgekommen sind (mindestens doppelt so häufig in einer Untersuchungsfläche).

In Zernikow lagen die Gesamtfangzahlen an *Beetle Banks* mit 2651 Individuen zwar unter denen an *Kontrollsäumen* (4342 Individuen, vgl. Abb. 3), dennoch traten dort doppelt so viele strukturspezifische Arten auf: 19 Arten (31 %) gegenüber acht Arten (13 %) an den Kontrollflächen. Zudem zeigten vier Arten (6,6 %) einen deutlichen Verbreitungsschwerpunkt.

Mit einem deutlichen Schwerpunktvorkommen an *Beetle Banks* traten *Harpalus affinis* ( $n^z = 467$ ;  $n^z(\text{BB}) = 314$ ), *Microlestes minutulus* ( $n^z = 51$ ;  $n^z(\text{BB}) = 46$ ) und *Syntomus truncatellus* ( $n^z = 46$ ;  $n^z(\text{BB}) = 36$ ) auf. Letztere Art wurde ausschließlich in Zernikow erfasst. *Trechus quadristriatus* ( $n^z = 2304$ ;  $n^z(\text{BB}) = 1872$ ) zeigte – analog zu Mariaburghausen – einen klaren Schwerpunkt an den *Kontrollsäumen*. *H. affinis* trat in allen vier Jahren und Fangzeiträumen mit einem Vorsprung an *Beetle Banks* auf, insbesondere im Mai. *M. minutulus* hatte insgesamt geringe Individuenzahlen (51) und trat vorrangig in Z 2021 im Juni an *Beetle Banks* auf (46 Individuen), in anderen Jahren jedoch sehr selten. *S. truncatellus* wurde ebenfalls nur punktuell individuenreich in Z 2021 im Juni an *Beetle Banks* gefangen (22 Individuen). *T. quadristriatus* war – wie auch in Mariaburghausen – im Jahr Z 2022 im Juni auffällig individuenreich an den *Kontrollsäumen* vertreten, wies mit Abstand die höchsten Individuenzahlen (1794) auf.

Die deutlich erhöhten Fangzahlen an den *Kontrollsäumen* sind in Mariaburghausen im niederschlagsreichen Jahr M 2021 (Juni) hauptsächlich auf die häufigen Arten *Trechus quadristriatus* (580 Individuen), *Poecilus cupreus* (681 Individuen) und *Anchomenus dorsalis* zurückzuführen. In Zernikow, ebenfalls ein feuchtes Jahr (Z 2021, Juni), resultieren die hohen Fangzahlen vor allem aus dem gehäuften Vorkommen von *T. quadristriatus* (1794 Individuen), *Pterostichus melanarius* (123 Individuen) und *Calathus fuscipes* (298 Individuen), siehe Anhang VI.

An den *Beetle Banks* trat *Harpalus affinis* in drei der vier Untersuchungsjahre deutlich häufiger auf – mit Ausnahme von M 2021. Besonders im auffälligen, trockenen Jahr M 2022 wurden im Mai erhöhte Aktivitätsdichten an den *Beetle Banks* festgestellt. Verantwortlich dafür waren insbesondere *P. cupreus* (140 Individuen), *Nebria brevicollis* (266), *Harpalus rufipes* (153), *H. affinis* (56) sowie *Brachinus crepitans* (167). Auffällig war zudem, dass die an den *Kontrollsäumen* sonst sehr häufige Art *Trechus quadristriatus* in diesem Jahr kaum auftrat. Ein ähnliches Muster zeigte sich auch im trockenen Jahr Z 2021, in dem *T. quadristriatus* ebenfalls nur vereinzelt erfasst wurde.

Für einige häufige Arten wie *N. brevicollis* und *P. cupreus* sind keine eindeutigen Unterschiede zwischen den Fangzeiträumen erkennbar; stattdessen zeigen sich Unterschiede zwischen den

Jahren und Standorten: *N. brevicollis* war in Z 2021 (Juni) und Z 2022 (Mai) individuenreicher vertreten; in Mariaburghausen trat sie nur in M 2022 (BB, Mai) punktuell häufiger auf, während sie in M 2021 generell nur mit geringen Individuenzahlen erfasst wurde. *P. cupreus* war in M 2021 und Z 2021 an den Kontrollsäumen in Mai und Juni deutlich häufiger, zeigte jedoch in M 2022 eine stärkere Präsenz an den Beetle Banks. In Z 2022 war diese Art sowohl an Beetle Banks als auch an der Kontrolle auffällig individuenreich.

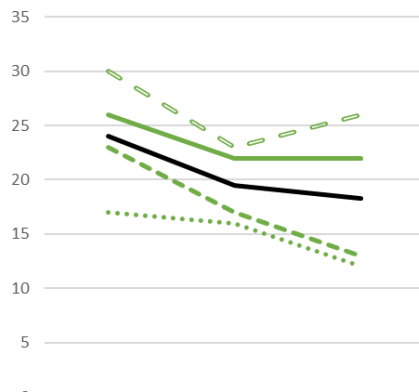
#### 5.1.4 Individuenverteilung der Arten entlang der Entfernungsstufen

Abbildung 7 bildet die Artenzahl und Individuenverteilung entlang der Entfernungsstufen von den Untersuchungsflächen zum Feldinneren ab. Die Artenanzahl zeigt entlang der Entfernungsstufen der Flächen an Beetle Banks im Mittel der Jahre einen leicht abnehmenden Trend vom Rand zum Feldinneren – von durchschnittlich 24 (5 m) über 19,5 (25 m) zu 18,3 Arten (45 m).

Diese abnehmende Tendenz ist in Mariaburghausen kontinuierlich sichtbar. In Zernikow hingegen ist der Verlauf weniger eindeutig: Die Artenzahl sinkt zunächst von 5 m auf 25 m, steigt jedoch 2021 auf 45 m wieder leicht an und bleibt 2022 auf gleichem Niveau. An den Kontrollfeldsäumen ist der negative Trend nur annähernd erkennbar. Im Mittel der Jahre sinkt die Artenzahl ebenfalls von 5 zu 45 m, zeigt jedoch einen leichten Anstieg bei 25 m (von 19,3 über 20,0 zu 17,8 Arten). Die Unterschiede zwischen den Entfernungsstufen sind hier insgesamt geringer als an den Beetle Banks. Auch die Verteilung der Individuenzahlen zeigt im Mittel der Jahre einen abnehmenden Trend, insbesondere von 5 m zu 25 m – sowohl an Beetle Banks (466,8 auf 423,5 Individuen) als auch an Kontrollsäumen (671 auf 570,8 Individuen). Zwischen 25 m und 45 m sind die Unterschiede hingegen nur gering (BB: -11 Individuen, K: +13 Individuen). Im Jahr M 2021 war der abnehmende Trend an der Kontrollfläche besonders ausgeprägt: Die Fangzahlen sanken vom Rand (5 m: 1163 Individuen) deutlich bis zur 25 m-Distanz (708 Individuen).

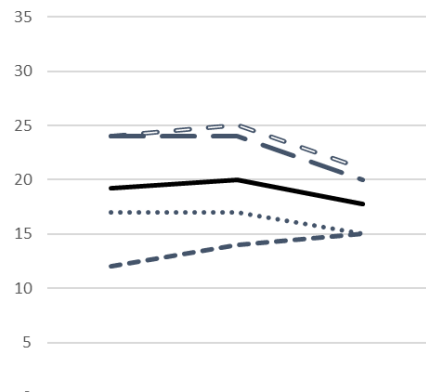
Fläche an Beetle Banks

[1] Artenzahl



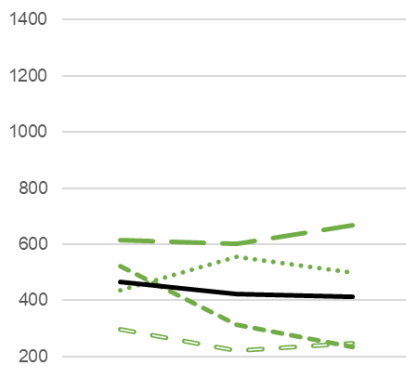
	Entfernung zur Randstruktur		
	5 m	25 m	45 m
..... M 2021 N = 23	17	16	12
--- M 2022 N = 27	23	17	13
- - - Z 2021 N = 40	30	23	26
— Z 2022 N = 33	26	22	22
— ø	24	19,5	18,3

Fläche an Kontrollfeldsäumen

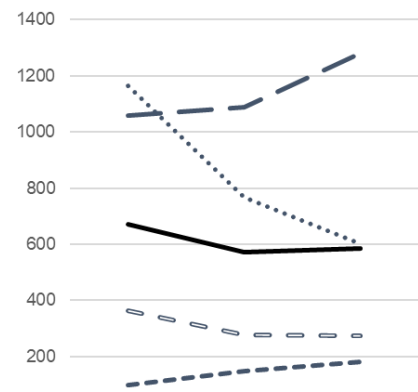


	Entfernung zur Randstruktur		
	5 m	25 m	45 m
..... M 2021 N = 25	17	17	15
--- M 2022 N = 19	12	14	15
- - - Z 2021 N = 31	24	25	21
— Z 2022 N = 33	24	24	20
— ø	19,3	20,0	17,8

[2] Individuen



	Entfernung zur Randstruktur		
	5 m	25 m	45 m
..... M 2021 N = 1489	435	556	498
--- M 2022 N = 1071	521	315	235
- - - Z 2021 N = 767	297	221	249
— Z 2022 N = 1884	614	602	668
— ø	466,8	423,5	412,5



	Entfernung zur Randstruktur		
	5 m	25 m	45 m
..... M 2021 N = 2523	1163	768	601
--- M 2022 N = 428	98	149	181
- - - Z 2021 N = 915	365	277	273
— Z 2022 N = 3427	1058	1089	1280
— ø	671	570,8	583,8

Abbildung 7: Artenzahl [1] und Individuenverteilung [2] der Laufkäfer nach Untersuchungsflächen angrenzend an Beetle Banks und Kontrollfeldsäumen der Standort-Jahre [3] und der Fangzeiträume [4]. N: Gesamtartenzahl/-individuenzahl je Untersuchungsfläche und Jahr.

Dieser Rückgang ist vor allem auf die sehr hohen Fangzahlen der häufigen Arten *Anchomenus dorsalis* (423 Individuen) und *Poecilus cupreus* (501 Individuen) in 5 m Distanz zum Kontrollsaum zurückzuführen.

## 5.2 Habitatpräferenz

Die Laufkäferzönosen der Äcker an Beetle Banks und Kontrollflächen werden in diesem Kapitel anhand ihrer Habitatpräferenzen charakterisiert. Folgende Arbeitshypothesen wurden zur Analyse angesetzt:

- (a) Im Acker angrenzend an die Beetle Bank ist der Anteil der nicht Acker präferierenden Arten (kein Schwerpunkt oder Hauptvorkommen in Äckern) höher im Vergleich zum Acker angrenzend an den Kontrollfeldsaum. (Dargestellt als Individuenanteile nach Habitatpräferenzen)
- (b) Im Acker angrenzend an die Beetle Bank ist die Diversität der nicht Acker präferierenden Arten (kein Schwerpunkt oder Hauptvorkommen in Äckern) höher im Vergleich zum Acker angrenzend an den Kontrollfeldsaum. (Dargestellt durch Alpha-Diversitätsmaße und Beta-Diversitätsmaße der Habitatpräferenzen)
- (c) Die Zusammensetzung der Habitatpräferenzen der nicht Acker präferierenden Arten sind im Vergleich der an Beetle Banks und Kontroll-feldsäume angrenzenden Äcker unterschiedlich. (Dargestellt durch Beta-Diversität (quantitativ) und mithilfe eines Venn-Diagramms (qualitativ))
- (d) Mit zunehmender Entfernung von den Randstrukturen nimmt der Anteil der Ackerarten zu und der Anteil der nicht Acker präferierenden Arten ab. (Dargestellt als Individuenanteile nach Habitatpräferenzen je Distanzstufe)

In diesem Kapitel wird teilweise die zusammengefasste (Konrad et al. 2024) sowie die differenzierte Kategorisierung der Habitatpräferenzen (Platen 2024, unveröffentlicht, Stand 12.07.25; GAC 2009) verwendet (s. Kapitel 4.3.4, Anhang I und II).

## 5.2.1 Individuenanteile der nicht Acker präferierenden Arten der Laufkäferzönosen

Unter Betrachtung der zusammengefassten Habitatpräferenzgruppen (zs. HP) wurden im Versuch (N = 12513) insgesamt sieben aus sieben der zs. HP erfasst.

Verteilung der Habitatpräferenzen (gruppiert) im Gesamtversuch (N = 12513)

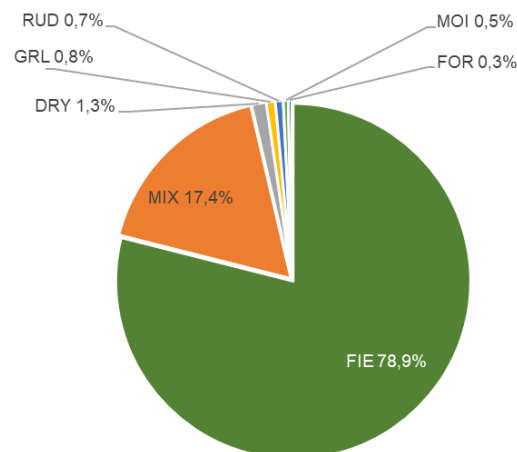


Abbildung 8: Verteilung der Habitatpräferenzen im Gesamtversuch. Kürzel der zusammengefassten Habitatpräferenz-Kategorisierung: FIE: Ackerland. MIX: Artengruppen mit unterschiedlichen Habitatpräferenzen. DRY: offene Trockenhabitate. GRL: mäßig feuchtes bis mäßig trockenes Grünland. RUD: Ruderalflächen, inkl. Brachen. MOI: Ufer- und Feuchthabitate. FOR: Wälder und Waldränder.

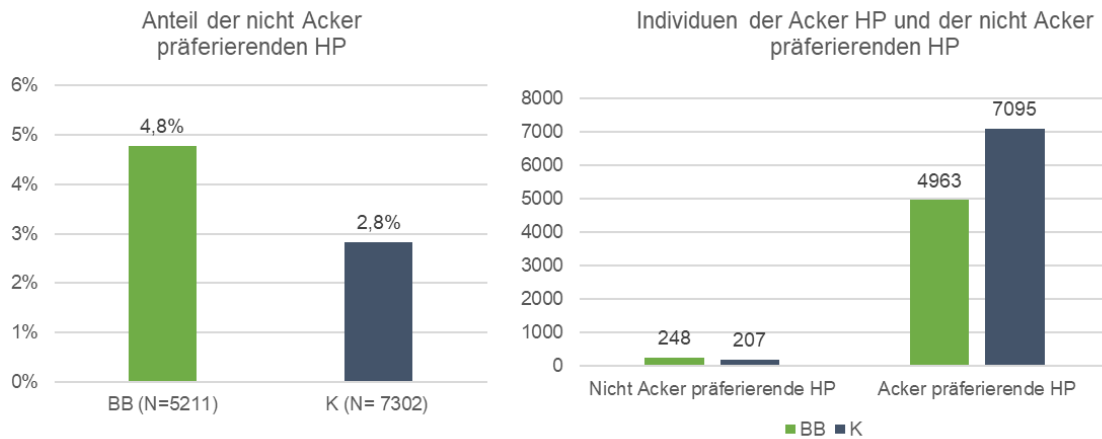
Aus Abbildung 8 wird ersichtlich, dass die häufigsten Laufkäferarten die zs. HP FIE (Arten, die Äcker als Lebensraum präferieren) mit ~79 % und MIX (Artengruppen mit unterschiedlichen Habitatpräferenzen, u.a. Äcker) mit 17,4 %, besitzen. Die Habitatpräferenzen FIE und MIX werden in dieser Arbeit zu „Acker präferierenden Arten“ gruppiert und bilden zusammen 96,4 % (n = 12058) der Gesamtindividuen ab. Die weiteren fünf HP-Gruppen bilden zusammen 3,6 % (n = 455) der Gesamtindividuen und werden als „nicht Acker präferierende Arten“ in dieser Arbeit benannt und im weiteren Verlauf des Kapitels fokussiert. Hierzu zählen DRY (Artengruppen, welche offene Trockenhabitate präferieren) mit 1,3 %, GRL (Arten, die mäßig feuchtes bis mäßig trockenes Grünland bevorzugen) 0,8 %, RUD (Arten, die Ruderalflächen, inkl. Brachen präferieren) mit 0,7 %, sowie MOI (Arten, die Ufer- und Feuchtehabitate präferieren) mit 0,5 % und FOR (Arten, die in Wäldern und Waldrändern präferiert vorkommen) mit 0,3 %.

In Abbildung 9 [1] wird deutlich, dass der Anteil der nicht Acker präferierenden Laufkäfer (insgesamt 3,6 % (455 Individuen) von Gesamtfängen mit 12513 Individuen) an den Flächen angrenzend an die Beetle Banks bei 4,8% (248 Individuen) etwas höher liegt als an Kontrollflächen bei 2,8 % mit 207 Individuen.

Der höhere Individuenanteil an der Beetle Bank ist sowohl auf ein vermehrtes Auftreten der seltenen Arten mit nicht Acker präferierenden Habitatpräferenzen an Beetle Banks (248 Individuen) zurückzuführen, als auch auf deutlich höhere Fangzahlen Acker präferierender Arten an der Kontrolle (7095 Individuen). Bei Betrachtung der einzelnen Standort-Jahre und Fangzeiträume (Abb. 9: [2]) wird für Mariaburghausen die geringe Individuenanzahl der nicht Acker präferierenden Arten, vor allem in M 2021 (< 10 Individuen je Untersuchungsfläche und Fangzeitraum) deutlich. In M 2022 liegt der Anteil einmal im Mai höher an der Kontrolle (BB: 1%, K: 4,9%) dafür im Juni etwas höher an der Beetle Bank (BB: 5%, K:3,8%), dabei liegen die Individuenzahlen je Untersuchungsfläche und Monat < 20. Insgesamt sind im Jahr M 2022 im Juni sehr wenige Gesamtindividuen im Vergleich der Jahre erfasst worden ( $N(K) = 80$ ).

In Zernikow liegt der Anteil der nicht Acker präferierenden Arten in jedem Fangzeitraum der beiden Jahre an Beetle Banks etwas höher als an Kontrollsäumen, mit einem geringen Unterschied. Das trockene Standort-Jahr Z 2021 fällt durch hohe Anteile nicht Acker präferierender Individuen und einen deutlichen Unterschied zwischen den Strukturen auf. Hier sind im Juni deutlich mehr Individuen nicht Acker präferierender Arten an der Beetle Bank (116) vorgekommen mit 20,7% gegenüber der Kontrollfläche mit 5,7% (47 Individuen).

### [1] Gesamtversuch



### [2] Standort-Jahre und Fangzeiträume

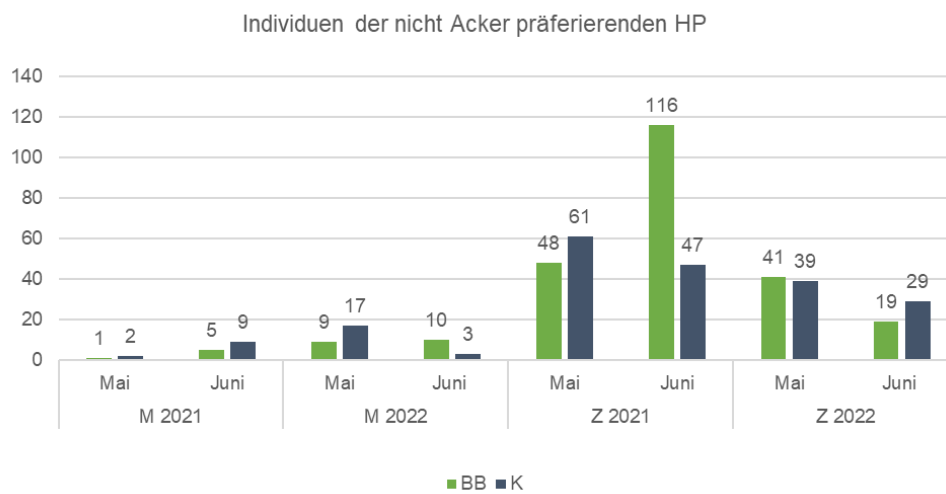
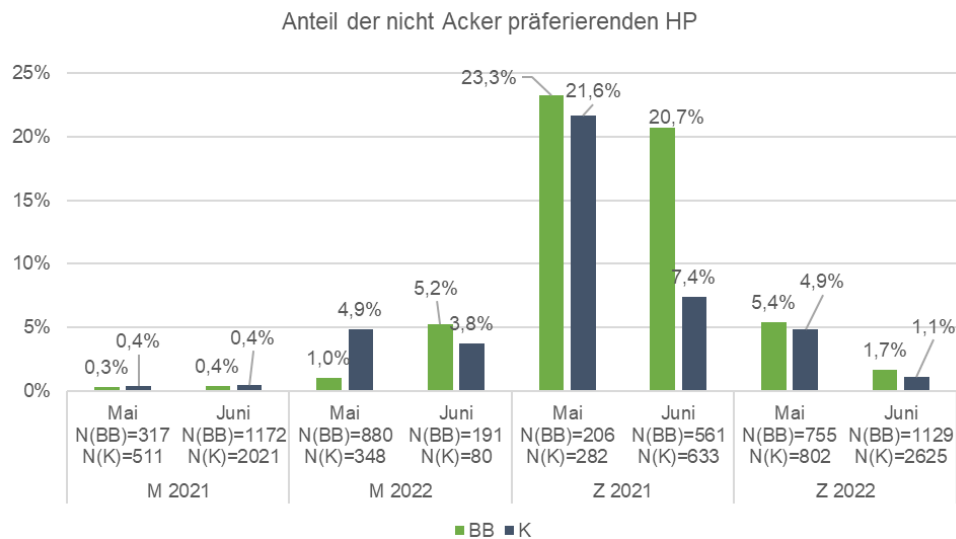


Abbildung 9: Anteile und Individuenverteilung der Habitatpräferenzen der nicht Acker präferierenden Arten der Flächen an Beetle Banks und Kontrollsäumen bezüglich des Gesamtversuchs, und der einzelnen Standort-Jahre und Fangzeiträume Mai und Juni. N: Gesamtindividuenzahlen (Summe nicht Acker und Acker präferierende HP) je Untersuchungsfläche.

Dieser hohe Anteil an der Beetle Bank in Z 2021 im Juni geht auf zwei punktuell besonders häufige Arten zurück: *Synthomus truncatellus* (nur im Jahr Z 2021 vorgekommen an beiden Untersuchungsflächen) mit 22 Individuen und *Microlestes minutulus* mit 46 Individuen, welcher in anderen Jahren und Fangzeiträumen sehr selten (<2 Individuen) vorkam.

Im Jahr Z 2022, vor allem im Juni sind an der Kontrolle deutlich höhere Gesamt-Fangzahlen aufgetreten (2625 Individuen). Diese Ausprägung geht hauptsächlich auf die häufige Art *Trechus quadristriatus* (MIX) zurück.

### 5.2.2 Alpha- und Beta-Diversität der Nicht Acker präferierenden Habitatpräferenzen

In folgender Tabelle 7 wird die Alpha-Diversität der nicht Acker präferierenden Laufkäfer nach zusammengefasster (zs. HP) und differenzierter (dif HP) Kategorisierung der Habitatpräferenzen betrachtet. Im Gesamtversuch sind 17 aus 56 dif. HP aufgetreten.

*Tabelle 7: Anzahl der nicht Acker präferierenden HP-Gruppen (zusammengefasste Habitatpräferenzen: zs. HP und differenzierte Habitatpräferenzen: dif. HP) und Individuenverteilung der Untersuchungsflächen angrenzend an Beetle Banks und Kontrollflächen. GV: Gesamtversuch. M: Mariaburghausen. Z: Zernikow. Vier Standort-Jahre. N: Gesamtanzahl beider Untersuchungsflächen zusammen.*

Habitatpräferenzen der nicht Acker präferierenden Laufkäfer							
	GV	M	Z	M2021	M2022	Z2021	Z2022
<b>Anzahl zs. HP</b>							
Beetle Bank	5	5	5	3	5	5	5
Kontrolle	5	5	5	3	4	5	5
N	5	5	5	4	5	5	5
<b>Anzahl dif. HP</b>							
Beetle Bank	14	7	11	3	6	8	8
Kontrolle	16	10	11	4	7	8	10
N	17	10	12	5	9	9	10
<b>Individuen</b>							
Beetle Bank	248	24	224	6	18	164	60
Kontrolle	207	31	176	11	20	108	68
N	455	55	400	17	38	272	128

Für die Anzahl der zusammengefassten HP-Kategorisierung (zs. HP) sind zwischen den Untersuchungsflächen kaum Unterschiede zu erkennen. Es kamen an Beetle Banks und Kontrolle meist fünf zs. HP vor, außer für die beiden Jahre in Mariaburghausen. Dort waren allerdings die Individuenfänge der nicht Acker präferierenden HP sehr gering (M 2021: 17, M 2022: 38 Individuen) und die Diversität der zs. HP demnach auch etwas geringer als in Zernikow (Z 2021: 272, Z 2022: 128 Individuen). Drei je Untersuchungsfläche von insgesamt vier zs. HP sind in M 2021 und nur vier von fünf zs. HP an der Kontrolle in M 2022 erfasst worden.

Durch die Betrachtung der dif. HP werden die Unterschiede in der Diversität der erfassten HP deutlicher: Insgesamt sind 17 dif. HP im Gesamtversuch vorgekommen, dabei 14 an Beetle Banks und 16 an Kontrollsäumen. Auf Standortebene sind in Mariaburghausen an Kontrollsäumen zehn im Gegensatz zu sieben dif. HP an Beetle Banks erfasst worden. In Zernikow sind an beiden Flächen 11 von insgesamt 12 dif. HP vorgekommen. Dabei zeigen drei der vier Standort-Jahre eine höhere Diversität an

Tabelle 8 zeigt die Indikatoren für den Vergleich der Laufkäferzönosen der untersuchten Flächen angrenzend an Beetle Banks und Kontrollsäume in Bezug auf ihre Beta-Diversität, d.h. die Ähnlichkeit zwischen den Untersuchungsflächen. Der Jaccard-Koeffizient zeigt, dass sich auf der Ebene des Gesamtversuchs die Untersuchungsflächen hinsichtlich der differenzierten Habitatpräferenzen um 76,5 % überschneiden, dabei ähnelt sich die Individuenverteilung dieser um 98,2 % (Gleason).

*Tabelle 8: Beta-Diversitätsmaße zur Beschreibung der Ähnlichkeit der differenzierten Habitatpräferenzen der nicht Acker präferierenden Laufkäfer in den Ackerflächen an Beetle Banks und Kontrollfeldsäumen. Präsenz- und Masse-Gemeinschaftskoeffizient nach Jaccard und Gleason und Dominanzidentität nach Renkonen. N dif. HP: Gesamtanzahl der Habitatpräferenzen. Nicht Acker präf. dif. HP: Gesamtindividuenzahl der nicht Acker präferierenden Laufkäfer. N Individuen: Gesamtindividuenzahl.*

Habitatpräferenzen	Jaccard	Gleason	Renkonen	präf. dif. HP			
				N Individuen	N dif. HP	Individuen	N Individuen
Gesamtversuch	76,5%	98,2%	70,2%	12513	17	455	12513
Mariaburghausen	70,0%	90,9%	71,6%	5520	10	55	5520
Zernikow	83,3%	99,0%	67,7%	6993	12	400	6993

So unterscheiden sich etwa ein Viertel der 17 dif. HP zwischen den beiden Strukturen, diese treten jedoch mit sehr geringen Individuenzahlen auf (<2%). Die Dominanzstruktur (Renkonen) der Untersuchungsflächen ähnelt sich zu 70,2 %, d.h. ein Großteil der dominanten Arten in den Flächen der Beetle Banks findet sich ähnlich dominant ausgeprägt an der Kontrolle.

Mariaburghausen zeigt eine etwas geringere Überschneidung der dif. HP (70 %) sowie eine etwas geringere Ähnlichkeit der Individuenverteilung (Gleason: 90,9 %) im Gegensatz zur aggregierten Betrachtung des Gesamtversuchs. Es treten insgesamt 10 dif. HP an den Untersuchungsflächen auf, davon kommen demnach 30% nur in einem der beiden Strukturen vor. Diese spezifischen dif. HP umfassen dabei nur 10%, das sind bei 55 Gesamtindividuen der nicht Acker präferierenden Arten nur fünf Individuen. Die Dominanzstruktur nach Renkonen überschneidet sich zu 71,6 %.

Zernikow zeigt mit 83,3 % eine höhere Überschneidung der dif. HP zwischen den beiden Flächen als Mariaburghausen. Die Individuenverteilung ist nahezu identisch, so umfassen die

Individuen dieser spezifischen dif. HP nur 1% bei 400 Gesamtindividuen der nicht Acker präferierenden Arten. Die Ähnlichkeit der Dominanzstruktur der dif. HP ist mit 67,7% etwas geringer ausgeprägt als in Mariaburghausen, dennoch scheinen in Zernikow auch relativ viele Individuen ähnlich dominant verteilt in beiden Flächen zu sein.

### 5.2.3 Qualitative Zusammensetzung der nicht Acker präferierenden Habitatpräferenzen

Das folgende Venn-Diagramm (Abb. 10) veranschaulicht die Verteilung der im Gesamtversuch erfassten 17 differenzierten Habitatpräferenzen (dif. HP).

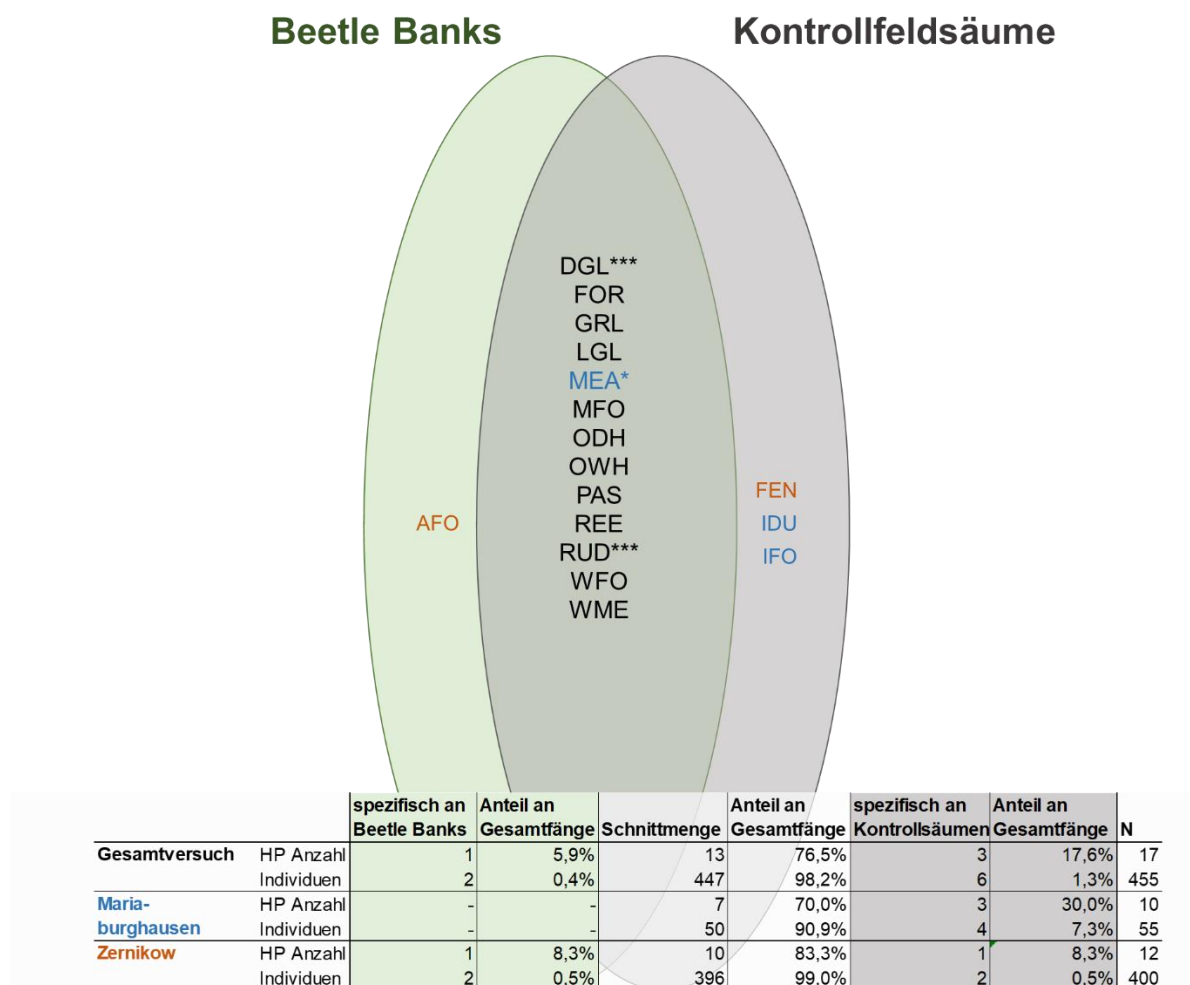


Abbildung 10: Venn-Diagramm und tabellarische Darstellung der Unterschiede zwischen den Laufkäferzönosen hinsichtlich der differenzierten Habitatpräferenzen der nicht Acker präferierenden Laufkäfer an Untersuchungsflächen Beetle Bank und Kontrollsaum.

Aggregiert auf der Ebene des Gesamtversuchs: **Ovale:** HP, die ausschließlich in Flächen angrenzend an Beetle Banks (grün) oder nur an Kontrollsäumen (grau) vorgekommen sind. **Schnittmenge:** HP, die in beiden Untersuchungsflächen nachgewiesen wurden. Differenzierung auf Standort-Ebene: **Blau:** HP, die in Mariaburghausen nur in einem Umfeld vorgekommen sind (\*\* an Beetle Banks; \* an Kontrollsäumen). **Orange:** HP, die in Zernikow spezifisch (\*\* nur an Beetle Banks; \* nur an Kontrollsäumen) auftraten. **\*\*\*:** HP, die an einem Standort mit einem Verbreitungsschwerpunkt an

*Beetle Banks oder Kontrollsäumen vorgekommen sind (mindestens doppelt so häufig in einer Untersuchungsfläche). Legende der Habitatpräferenzabkürzungen, siehe Anhang I.*

Dabei wird deutlich, dass lediglich vier Kategorien ausschließlich in einer der beiden Untersuchungsstrukturen auftreten: AFO, FEN, IDU und IFO. Diese qualitative Darstellung spiegelt die zuvor ermittelte quantitative Überschneidung der Habitatpräferenzen der Laufkäferzönosen an Beetle Bank und Kontrolle durch die Präsenz- und Masse-Gemeinschaftskoeffizienten wider.

Auf Gesamtversuchsebene kamen drei dif. HP (18 %) exklusiv angrenzend an den Kontrollfeldsaum vor, dazu zählen FEN (Nährstoffarme Niedermoore, Kleinseggensümpfe) in Zernikow, sowie IDU (Binnendünen (mit artenarmer Initialvegetation) und offene Sandflächen) und IFO (Vorwälder und offene Strukturen in Wäldern (Schlagflure, Säume, Lichtungen), Kurzumtriebsplantagen, Hecken, Parks und bewaldete Gärten, Alleen, Einzelbäume) in Mariaburghausen. Im Gegensatz dazu ist nur in der Fläche angrenzend an Beetle Banks eine dif. HP (6 %) ausschließlich in Zernikow vorgekommen: AFO (Azidophile Laub- und Nadelwälder und Forste).

Zusätzlich zu den ausschließlich auf eine Struktur beschränkten HP, konnte ein Verbreitungsschwerpunkt (\*\*\*) hinsichtlich der Individuenzahlen festgestellt werden für RUD (Ausdauernde Ruderalfluren inkl. Ackerbrachen) und für DGL (Sandmagerrasen inkl. Initialstadien) an Beetle Banks in Zernikow. Hierbei waren mindestens doppelt so viele Individuen an der Fläche der Beetle Banks gegenüber Kontrollsäumen erfasst worden. Der Schwerpunkt für RUD entstand vor allem durch eine einzelne Art (*Microlestes minutulus*), welche im Juni in Z 2021 (46 Individuen) auffällig häufig an der Beetle Bank im Gegensatz zu den anderen Fangzeiträumen und Jahren vorgekommen war. Der Verbreitungsschwerpunkt von DGL trat ebenfalls nur in einem Jahr auf (Z 2022) und verteilt sich über die Summe auf drei eher ausgeprägten Arten an Beetle Banks, dennoch mit insgesamt eher wenigen Individuenanzahlen (siehe Anhang III: 2\_Habitatpräferenzen.xlsx).

Unter der Betrachtung der einzelnen Standorte sind die Unterschiede etwas deutlicher. In Mariaburghausen (Abb 10: blau) sind angrenzend an Beetle Banks keine exklusiven dif. HP aufgetreten. An Kontrollsäumen sind jedoch drei (30 %) vorgekommen (IDU, IFO, MEA) mit insgesamt fünf Individuen (10 %) von 55 Gesamtindividuen der nicht Acker präferierenden dif. HP.

In Zernikow (Abb. 10: orange) ist an Beetle Banks und Kontrolle jeweils eine dif. HP spezifisch vorgekommen. An Beetle Banks ist AFO (8,3 %) mit zwei Individuen (0,5 %) und an Kontrollsäumen FEN ebenfalls mit zwei Individuen erfasst worden.

*Tabelle 9: Individuenverteilung der differenzierten Habitatpräferenzen der nicht Acker präferierenden Arten im Gesamtversuch und je Standort-Jahr. Grün: dif. HP die exklusiv an einer Beetle Bank vorgekommen ist. Grau: dif. HP erfasst spezifisch nur an Kontrolle.*

Nicht Acker präf. dif. HP	Gesamtversuch		M2021		M2022		Z2021		Z2022		
	BB	K	BB	K	BB	K	BB	K	BB	K	
<b>AFO</b>	2						2				
DGL	47	28	3	5		1	29	10	15	12	
<b>FEN</b>		2								2	
FOR	10	18							10	18	
GRL	4	4	2	4	2						
<b>IDU</b>		1				1					
<b>IFO</b>		3				3					
LGL	4	1			4	1					
MEA	34	57		1			14	39	20	17	
MFO	2	3		1	1		1	1		1	
ODH	51	34					50	32	1	2	
OWH	7	10			7	10					
PAS	1	1					1	1			
REE	10	20			1	2	8	12	1	6	
RUD	71	18	1		3	2	59	12	8	4	
WFO	1	3							1	3	
WME	4	4						1	4	3	
Anzahl dif. HP	17	14	16	3	4	6	7	8	8	8	10
N Individuen	455	248	207	6	11	18	20	164	108	60	68

Dabei zeigt sich in Tabelle 9, dass diese vier exklusiv an einer Struktur erfassten dif. HP jeweils nur in einem Jahr mit sehr geringen Individuenzahlen vorgekommen sind.

#### 5.2.4 Individuenanteile der nicht Acker präferierenden Arten entlang der Entfernungstufen

Die Gesamtfänge der nicht Acker präferierenden Arten an beiden Untersuchungsflächen in Mariaburghausen verteilen sich mit sehr geringen Individuenzahlen über die Entfernungstufen hinweg (jeweils unter zehn Individuen, s. Tab. 10), und lassen somit eine Differenzierung nach Entfernungstufen nicht zu.

Tabelle 10: Individuenverteilung je Entfernungsstufe der Habitatpräferenzen der nicht Acker präferierenden (Nicht Acker präf.) und Acker-Arten (Acker präf.) nach Standort-Jahren. N: Summe der Acker-Arten und Nicht Acker präferierenden Arten je Entfernungsstufe.

Individuenverteilung der Habitatpräferenzen nach Entfernungsstufe													
HP	Umfeld	M 2021			M 2022			Z 2021			Z 2022		
		5 m	25 m	45 m	5 m	25 m	45 m	5 m	25 m	45 m	5 m	25 m	45 m
Nicht Acker präf.	BB	2	4	0	9	6	4	45	48	71	23	21	16
	K	4	5	2	8	5	7	24	41	43	27	25	16
Acker präf.	BB	433	552	498	512	309	231	252	173	178	591	581	652
	K	1159	763	599	90	144	174	341	236	230	1031	1064	1264
N	BB	435	556	498	521	315	235	297	221	249	614	602	668
	K	1163	768	373	98	149	181	365	277	273	1058	1089	1280

Am Standort Zernikow zeigte sich im Jahr Z 2022 ein leicht abnehmender Trend der nicht Acker präferierenden Arten vom Rand ins Ackerinnere, unabhängig von der Struktur. Gleichzeitig zeigen die Acker präferierenden Arten einen eher zunehmenden Trend zum Feldinneren. Im Jahr Z 2021 führten einzelne Arten, die vermehrt im Feldinneren des Bereiches an der Beetle Bank auftraten, ein gegenläufiges Ergebnis: Die Ackerarten zeigten in diesem Jahr einen abnehmenden Trend.

Die relativen Individuenanteile der Nicht Acker präferierenden Arten im Verhältnis zu den Acker präferierenden Arten am Standort Zernikow spiegeln den Trend der absoluten Fangzahlen wider (s. Abb.11).

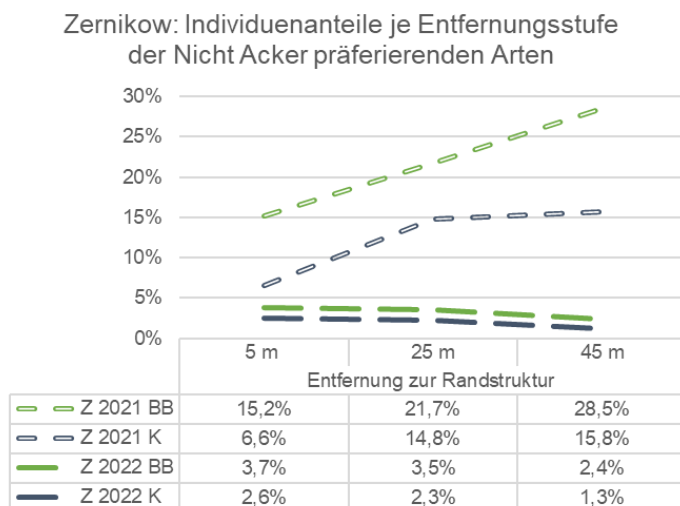


Abbildung 11: Individuenanteile je Entfernungsstufe der Habitatpräferenzen der Nicht Acker-Arten am Standort Zernikow der einzelnen Jahre (Z 2021 und Z 2022). Berechnungsgrundlage: Verhältnis zu Acker-Arten je Entfernungsstufe der jeweiligen Untersuchungsfläche.

Die Unterschiede der Anteilsverteilung zwischen den beiden Strukturen (Beetle Bank und Kontrolle) sind, wie auch die absoluten Anzahlen, relativ ähnlich.

### 5.3 Nahrungsgilden

Die Laufkäferzönosen der Äcker an Beetle Banks und Kontrollflächen werden in diesem Kapitel anhand ihrer Nahrungsgilden charakterisiert. Folgende Arbeitshypothesen wurden zur Analyse angesetzt:

- (a) Im Acker angrenzend an die Beetle Bank ist der Anteil der pflanzenschutzrelevanten Arten höher im Vergleich zum Acker angrenzend an den Kontrollfeldsaum. (Dargestellt als Individuenanteile nach Nahrungsgilden)
  
- (b) Im Acker angrenzend an die Beetle Bank ist die Diversität der Nahrungsgilden höher im Vergleich zum Acker angrenzend an den Kontrollfeldsaum. (Dargestellt durch die Alpha- und Beta-Diversität nach Nahrungsgilden)
  
- (c) Die Zusammensetzung der Nahrungsgilden unterscheidet sich, insbesondere zwischen den Untersuchungsflächen bezüglich der Fangzeiträume Mai und Juli. (Dargestellt durch Beta-Diversität und Individuenanteile nach den vier häufigsten Nahrungsgilden)
  
- (d) Die Verteilung der Nahrungsgilden ist in Abhängigkeit von der Entfernung zur Randstruktur unterschiedlich. (Dargestellt durch Individuenanteile nach Nahrungsgilden je Distanzstufe)

### 5.3.1 Individuenanteile der pflanzenschutzrelevanten Nahrungsgilden der Laufkäferzönosen

Im Gesamtversuch sind von zwölf beschriebenen Nahrungsgilden (NG) nach Bilde & Toft (2002) (siehe Kapitel 4.3.5.) neun NG der erfassten Laufkäfer vorgekommen.

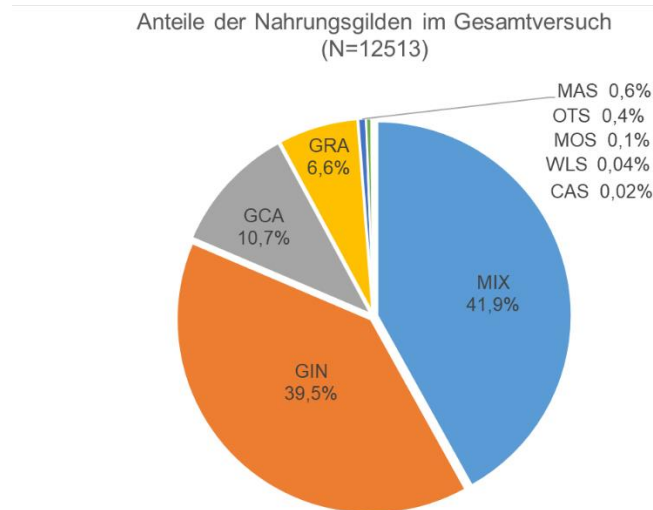
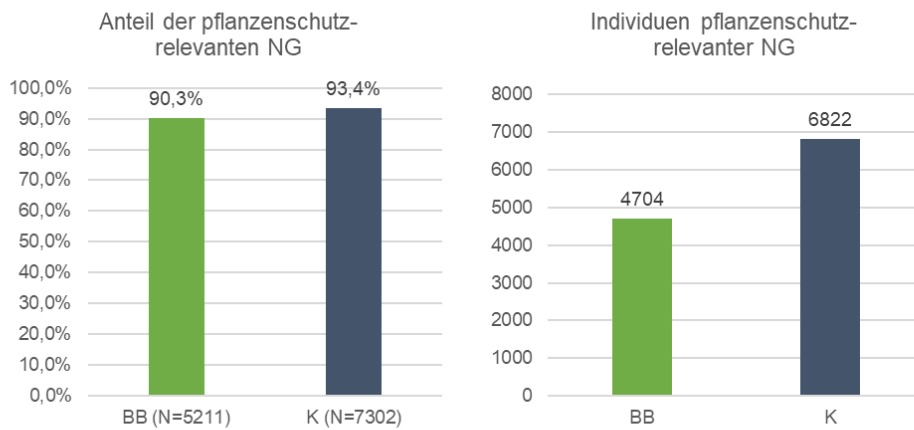


Abbildung 12: Anteile der Nahrungsgilden im Gesamtversuch. MIX: Gemischtköstler. GIN: Insektenfresser. GCA: Fleischfresser. GRA: Pflanzenfresser. MAS: Microarthropodenspezialisten. OTS: Spezialisten, nicht genau definiert. MOS: Schneckenspezialisten. WLS: Würmer-, Insektenlarvenspezialisten. CAS: Schmetterlingsraupen- / -puppenspezialisten.

Wie in Abbildung 12 ersichtlich, waren am häufigsten die Gemischtköstler (MIX) mit einem Anteil von 42 % vertreten, gefolgt von den Insektenfressern (GIN) mit 40 % und den Fleischfressern (GCA) mit 11 %. Gemeinsam mit den Körnerfressern (GRA: 7 %) bilden diese vier NG 98,8 % der insgesamt gefangenen Individuen (N = 12513) ab. Die Gilden MIX, GIN und GCA werden in dieser Arbeit als „pflanzenschutzrelevant“ betrachtet, da diese Laufkäferarten unter anderem Schädlinge wie Blattläuse erbeuten. Zusammengenommen machen diese 92,1 % der Gesamtfänge aus.

[1] Gesamtversuch



[2] Standort-Jahre und Fangzeiträume



Abbildung 13: Verteilung der pflanzenschutzrelevanten Nahrungsgilden (MIX, GIN, GCA) der Laufkäferzönosen an Beetle Banks und Kontrollsäumen im Gesamtversuch [1] sowie differenziert nach Standort-Jahren und Fangzeiträumen [2].

Insgesamt sind die Anteile pflanzenschutzrelevanter NG (bezogen auf die Gesamt-Individuenzahl je Untersuchungsfläche), MIX, GIN und GCA, an Beetle Banks und Kontrollflächen sehr ähnlich verteilt (Abb.13 [1]). Die Kontrollflächen (K) zeigen mit 93,4 % einen leicht höheren Anteil als die Flächen an Beetle Banks (BB) mit 90,3 %. Mit 6822 Individuen wurden zwar insgesamt mehr Individuen pflanzenschutzrelevanter NG an den Kontrollflächen, gegenüber 4704 Individuen an den Beetle Banks Flächen erfasst, jedoch spiegelt diese Differenz in erster Linie die allgemein geringeren Fangzahlen an den Beetle Banks wider, während das Verhältnis pflanzenschutzrelevanter zu nicht relevanter NG ähnlich bleibt.

Die genauere Betrachtung nach Standort-Jahr und Fangzeitraum (Abb. 13 [2]) zeigt, dass die Anteile pflanzenschutzrelevanter NG in den meisten Fällen leicht zugunsten der Kontrollflächen ausfallen. Eine Ausnahme bildet das trockene Jahr M 2022 in Mariaburghausen, in dem die Anteile an den Kontrollsäumen vor allem im Mai besonders niedrig sind (Mai: 55,5 %, Juni: 71,3 %), während sie an den Beetle Banks mit 81 % bzw. 80,1 %, höher ausfallen. Damit überwiegt in diesem Jahr der Anteil pflanzenschutzrelevanter Laufkäfer an den Beetle Bank-Flächen: im Mai um 25,5 %, im Juni um 8,8 %. Vor allem im Mai kommen an der Kontrolle, im Vergleich der anderen Jahre, weniger pflanzenschutzrelevante NG (193 von insgesamt 348 Individuen) und dafür vermehrt, nicht für den Pflanzenschutz relevante NG (155 Individuen) vor.

### 5.3.2 Alpha- und Beta-Diversität der Nahrungsgilden der Laufkäferzönosen

Da die pflanzenschutzrelevanten Nahrungsgilden (MIX, GIN und GCA) in allen Jahren und an allen Untersuchungsflächen vorgekommen sind, wird nun die Alpha-Diversität aller erfassten NG durch die Anzahl der NG und Individuenverteilung je Untersuchungsfläche auf Ebene des Gesamtversuchs, der Standorte und Standort-Jahre beschrieben.

*Tabelle 11: Anzahl der Nahrungsgilden und Individuenanzahl im angrenzenden Acker an Beetle Banks und Kontrolle im Gesamtversuch (GV) und je Standort-Jahr. N: Gesamtanzahl der NG und Individuen beider Untersuchungsflächen.*

	Nahrungsgilden						
	GV	M	Z	M 2021	M 2022	Z 2021	Z 2022
<b>Anzahl NG</b>							
Beetle Bank	9	7	8	5	7	7	7
Kontrolle	9	7	9	5	7	7	8
N	9	8	9	5	8	8	9
<b>Individuen</b>							
Beetle Bank	5211	2560	2651	1489	1071	767	1884
Kontrolle	7302	2960	4342	2532	428	915	3427
N	12513	5520	6993	4021	1499	1682	5311

Die Anzahl der Nahrungsgilden der Laufkäfer zeigt in beiden Untersuchungsflächen im Gesamtversuch (GV) und allen Standort-Jahren keine oder nur minimalen Unterschiede (vgl. Tab. 11). Die Vielfalt der Nahrungsgilden liegt in Zernikow etwas höher als in Mariaburghausen. In den Standort-Jahren sind zwischen fünf und acht NG je Untersuchungsfläche erfasst worden. In M 2021 war die geringste Vielfalt mit fünf NG an beiden Untersuchungsflächen zu verzeichnen. In M 2022 und Z 2021 unterscheiden sich die Flächen um eine NG und in Z 2022 um zwei. In Zernikow ist die Vielfalt der NG etwas höher, sowie auch die Fangzahlen (Z: 6993 vs. M: 5520 Individuen). Wobei sich in Mariaburghausen eine höhere Vielfalt der NG in M 2022 (1499 Individuen) bei geringeren Gesamtfängen gegenüber M 2021 mit 4021 Individuen zeigt.

Durch die insgesamt geringe Anzahl der erfassten NG und aufgrund der insgesamt sehr ähnlichen Verteilung in den Untersuchungsflächen an Beetle Banks und Kontrolle, wird methodisch von einer Berechnung des Shannon-Diversität-Index sowie der Evenness und einer statistischen Untersuchung signifikanter Unterschiede abgesehen.

Zunächst wird die Ähnlichkeit der Zusammensetzung der NG der Laufkäferzönosen an Beetle Bank und Kontrollflächen mithilfe von Beta-Diversitätsmaßen charakterisiert.

*Tabelle 12: Beta-Diversitätsmaße zur Beschreibung der Ähnlichkeit der Nahrungsgilden in den Ackerflächen an Beetle Banks und Kontrollfeldsäumen. Präsenz- und Masse-Gemeinschaftskoeffizient nach Jaccard und Gleason und Dominanzidentität nach Renkonen. N Individuen: Gesamtindividuenzahl. Höhere Prozentzahlen weisen auf eine stärkere Überschneidung der Arten- bzw. Individuenverteilung zwischen den Strukturen hin.:*

Nahrungsgilden	Jaccard	Gleason	Renkonen	N Anzahl NG	N Individuen
Gesamtversuch	100 %	100 %	84,9 %	9	12513
Mariaburghausen	75 %	99,9 %	87,7 %	8	5520
Zernikow	88,9 %	100 %	83,5 %	9	6993

Bei neun von neun NG wird hier eine vollständige Überschneidung der Arten-Präsenz nach Jaccard (100 %) der Untersuchungsflächen auf Gesamtversuchsebene sichtbar (vgl. Tab. 12). Auch die Massen gemeinsamer NG (Individuenmengen) nach Gleason sind zu 100 % gleich. Die Ähnlichkeit der Dominanzausprägung der NG nach Renkonen liegt bei 84,9 %, d.h. ein Großteil der dominanten Arten in den Flächen der Beetle Banks findet sich ähnlich dominant ausgeprägt an der Kontrolle.

Auf Standortebene werden Unterschiede sichtbar: Die Übereinstimmung der Arten-Präsenz ist in Mariaburghausen mit 75 % niedriger. Dies geht auf die geringere Anzahl der NG in Mariaburghausen zurück. In Zernikow ist die Anzahl der NG etwas höher, ist über die Jahre ausgeglichener verteilt und liegt hier bei 88,9 % (Jaccard). Die Individuenmengen

gemeinsamer Gilden überschneiden sich an beiden Standorten fast vollständig. D. h., eine exklusiv nur in einer Struktur vorkommende NG ist dort nur mit sehr geringer Individuenanzahl vertreten (seltene Art/NG). Die Ähnlichkeit der Dominanzstruktur ist in Mariaburghausen mit 87,7 % etwas ausgeprägter als in Zernikow mit 83,5 %.

### 5.3.3 Qualitative Zusammensetzung der Nahrungsgilden der Laufkäferzönosen

Auf Gesamtversuchsebene war keine Nahrungsgilde exklusiv nur an einer Randstruktur erfasst worden, deshalb wurde von einer Darstellung mithilfe eines Venn-Diagramms abgesehen. Die Darstellung der Ähnlichkeit der Zusammensetzung der Laufkäferzönosen durch die Beta-Diversitätsmaße wird nun deskriptiv durch die Benennung gemeinsamer bzw. exklusiver Gilden der Standorte und Untersuchungsflächen ergänzt. Je Standort zeigten sich folgende Unterschiede in der Zusammensetzung: Von den neun, im Versuch erfassten NG (MIX, GIN, GCA, GRA, OTS, MAS, MOS, WLS, CAS) waren in Mariaburghausen acht NG vorgekommen, dabei war OTS (mit drei Individuen) nur an Beetle Banks aufgetreten, dafür MOS (mit drei Individuen) nur an Kontrollsäumen mit sehr geringen Individuenzahlen. Insgesamt waren neun NG in Zernikow, darunter CAS (BB: 1, K: 1 Individuum), welche nur an diesem Standort erfasst wurden. Die Nahrungsgilde WLS war dort mit zwei Individuen exklusiv an Kontrollsäumen aufgetreten.

Im Folgenden wird die Zusammensetzung der vier häufigsten Nahrungsgilden (MIX, GIN, GCA und GRA) an Beetle Banks und Kontrollflächen analysiert.

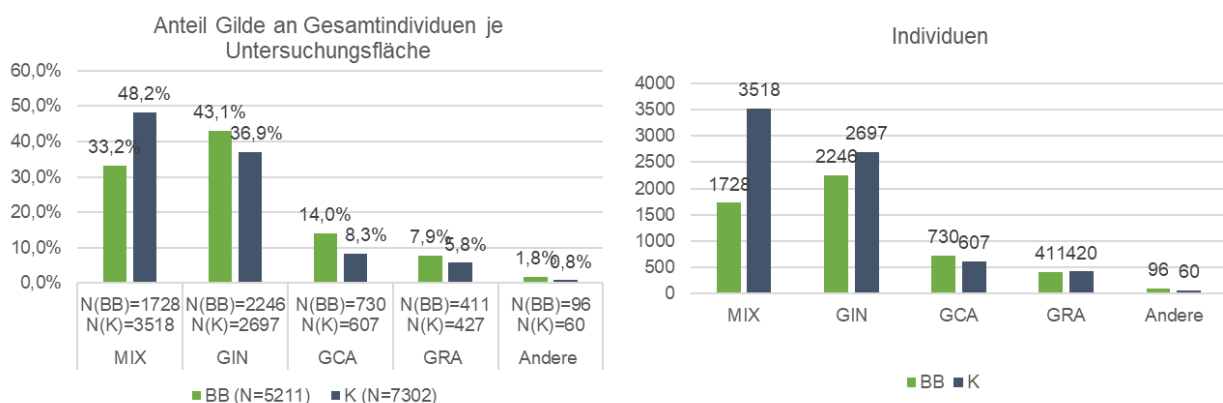


Abbildung 14: Relativer Anteil der Gilden an Gesamtfangzahlen je Untersuchungsfläche auf Ebene des Gesamtversuchs.

Dabei erfolgte eine differenzierte Betrachtung der Fangzeiträume Mai und Juni im Kontext des Gesamtversuchs sowie der einzelnen Standort-Jahre. Zur Auswertung werden sowohl die

relativen Anteile der jeweiligen Gilden an den Gesamtfängen pro Untersuchungsfläche als auch die absoluten Individuenzahlen herangezogen.

Bezogen auf die Gesamtindividuen je Untersuchungsfläche, zeigt die Zusammensetzung der vier häufigsten NG (MIX, GIN, GCA und GRA) im Gesamtversuch (vgl. Abb. 14) dass an Beetle Banks die Insektenfresser (GIN) mit 43,1 % am häufigsten vertreten waren, gefolgt von MIX (33,2 %) und Fleischfressern (GCA: 14 %). An Kontrollflächen dominierten hingegen MIX (48,2 %), während GIN dort am zweithäufigsten vorkamen mit 36,9 %, gefolgt von Fleischfressern (GCA: 8,3%). Anteilig waren die Pflanzenfresser (GRA) relativ ähnlich verteilt an beiden Strukturen mit einem kleinen Vorsprung an Beetle Banks. Die Anteile der restlichen fünf Nahrungsgilden (Andere) lagen jeweils bei <1%. Aus Abbildung 14 geht hervor, dass die Zusammensetzung der Gilden für die einzelnen Standort-Jahre uneinheitliche Muster zwischen Untersuchungsflächen und Fangzeiträumen zeigen.

Die hohen Anteile von MIX an Kontrollsäumen auf Gesamtversuchsebene, sind vor allem in Zernikow im Jahr Z 2022 im Juni deutlich aufgetreten: Von 3518 Gemischtköstlern (MIX) an Kontrollsäumen im Gesamtversuch sind 2252 im Juni an der Kontrolle in Z 2022 vorgekommen. Diese Ausprägung kommt durch die mit Abstand höchsten Fangzahlen der häufigen Art *Trechus quadristriatus* (MIX) im Vergleich aller Jahre in Z 2022, im Juni mit 1794 Individuen vor. *T. quadristriatus* war in beiden feuchten Jahren im Juni deutlich ausgeprägt und in den trockenen Jahren nur in sehr geringen Fangzahlen erfasst worden. Zusätzlich prägen drei häufige Arten von insgesamt 16 MIX-Arten die Verteilung: *Calatus fuscipes* wurde mit Individuensummen an Beetle Bank von 349 Individuen und an Kontrollsäumen mit 477 Individuen insgesamt häufiger im Juni erfasst, dort mit einem Vorsprung an Kontrollsäumen. *Harpalus affinis* wurde mit Schwerpunkt an Beetle Banks (BB: 437 vs. K: 284 Individuen) erfasst und zeigt meist einen Vorsprung an Beetle Banks in beiden Fangzeiträumen, *Pterostichus melanarius* (BB: 195 vs. K: 223 Individuen) zeigt schwankende Ausprägungen an Untersuchungsflächen. Für diese drei Arten wurden keine deutlichen Unterschiede zwischen den feuchten und nassen Jahren sichtbar (siehe Anhang V). Im Mittel der Jahre (Tab. 13) zeigt die Gilde MIX im Mai einen Vorsprung an Beetle Banks (20,3 % vs. 13,6 %). Im Juni liegt der Vorteil bei MIX durch die starke Ausprägung von *T. quadristriatus* am Kontrollsaum (52,1%), allerdings erreicht diese Gilde an Beetle Banks im Juni einen ähnlich hohen Wert mit 46,4%. Diese Verteilung spiegelt sich in den Individuensummen wider.

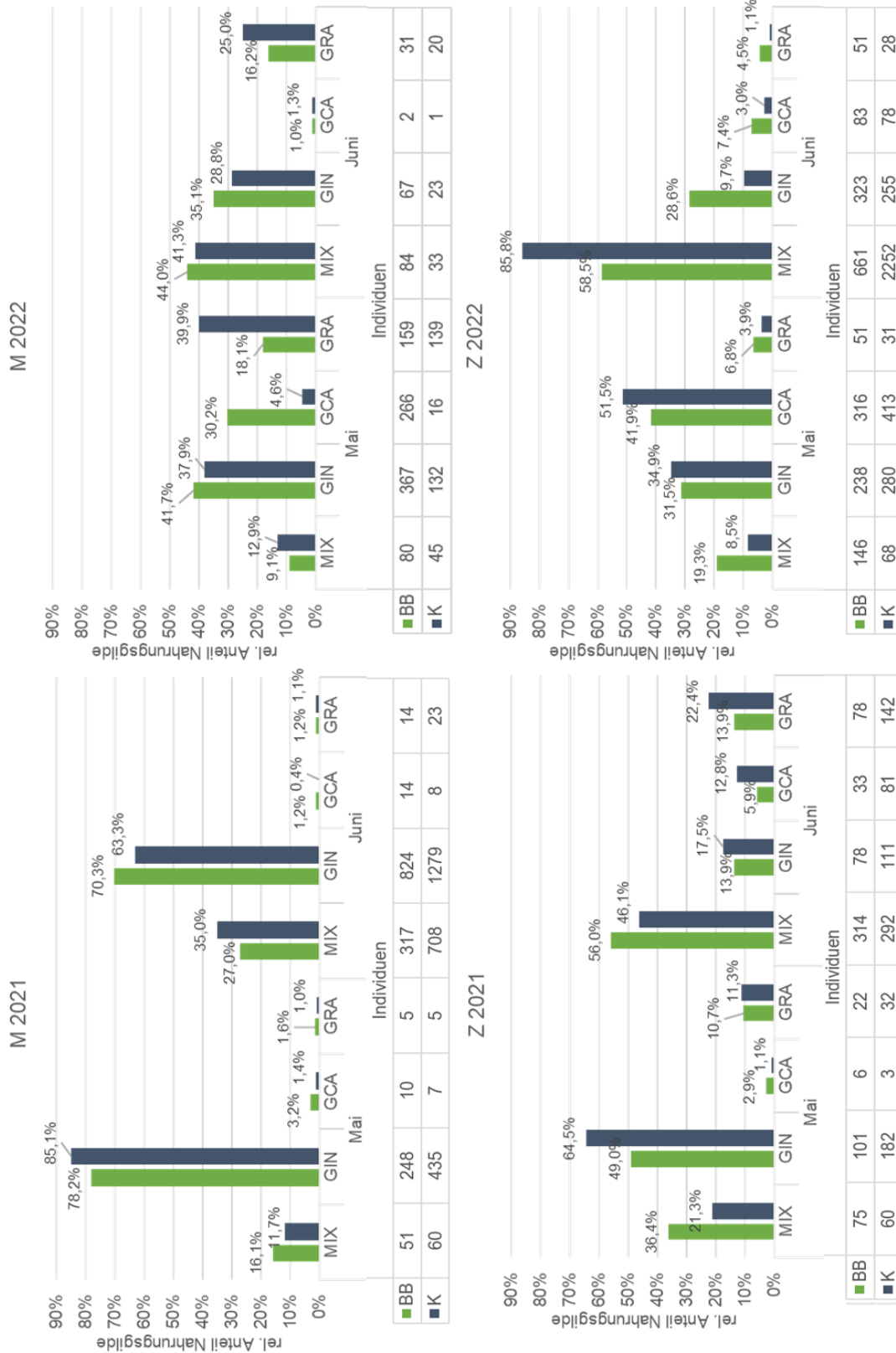


Abbildung 15: Relative Anteile und Individuenanzahl der vier häufigsten Nahrungsgilden (MIX, GIN, GCA, GRA) an Gesamtanzahl (siehe Anhang III: 3\_Nahrungsgilde.xlsx) je Untersuchungsfläche. Basis der Anteilsberechnung N: Gesamtindividuen aller Gilden je Struktur, siehe Anhang: 3\_Nahrungsgilde).

Die im Gesamtversuch erfassten höheren Anteile der Insektenfresser an Beetle Banks spiegeln sich nicht in den absoluten Individuenanzahlen wider (s. Abb.15). Diese herabgesetzten relativen Anteile der GIN-Arten an Kontrollsäumen gegenüber Beetle Banks, trotz Vorteil der Kontrollsäume nach absoluten Individuenanzahlen, kommen durch die hohen MIX-Anteile an den Kontrollsäumen – hauptsächlich durch *T. quadristriatus* – zustande.

Tabelle 13: Relative Anteile je Gilde (MIX, GIN, GCA, GRA) an Gesamtfangzahl je Untersuchungsfläche im Mittel der Standort-Jahre

<b>Anteile der vier häufigsten Nahrungsgilden im Mittel der Jahre</b>						
Fangzeitraum	Umfeld	GIN	MIX	GCA	GRA	
Mai	BB	50,1%	20,2%	19,5%	9,3%	
	K	55,6%	13,6%	14,6%	14,0%	
Juni	BB	37,0%	46,4%	3,9%	9,0%	
	K	29,8%	52,1%	4,4%	12,4%	
<b>Individuensummen je Gilde der vier Standort-Jahre</b>						
Mai	BB	954	352	598	237	
	K	1464	233	439	207	
Juni	BB	1292	1376	132	174	
	K	1668	3285	168	213	

Die hohen Anteile der Insektenfresser in Mariaburghausen (GIN) sind durch zwei häufige Arten vor allem im Jahr M 2021 mit leicht höheren absoluten Anzahlen im Mai sowie deutlich höheren Anzahlen im Juni an Kontrollsäumen erfasst worden (vgl. Tab. 13): *Anchomenus dorsalis* (M 2021: 1255 Individuen) und *Poecilus cupreus* (M 2021: 1465 Individuen). Diese Arten zeigen dementsprechend höhere Dichten im Juni an der Beetle Bank in Z 2022. Auch in den trockenen Jahren wurden diese beiden Arten in geringeren Dichten erfasst. *Brachinus crepitans*, als weitere häufige GIN-Art (nur in M erfasst), liegt in zwei Jahren an Beetle Banks im Vorsprung, sowohl einmal im Mai als auch einmal im Juni. Insgesamt sind zwanzig GIN-Arten erfasst worden (siehe Anhang III: 2\_Nahrungsgilde.xlsx).

Im Mittel der Jahre zeigen sich für die Insektenfresser insgesamt höhere Anteile im Mai gegenüber Juni, bezüglich der Untersuchungsflächen liegen die Kontrollsäume im Mai (50,1 % vs. 55,6 %) im Vorsprung. Im Juni liegt GIN anteilig an Beetle Banks im Vorsprung mit 37 % zu 28,6 % an Kontrollsäumen. Dabei zeigt sich ein gegenläufiges Ergebnis der absoluten Individuensummen mit einem Vorsprung an den Kontrollsäumen in diesem Zeitraum. Dies verdeutlicht den Einfluss artspezifischer hoher Dichten auf die Verteilung der Gilden nach relativen Anteilen.

Die Fleischfresser (GCA) wurden auf Gesamtversuchsebene in anteiligem sowie absolutem Vorsprung an Beetle Banks erfasst. Diese Gruppe umfasst sehr geringe Anzahlen in den Standort-Jahren M 2021 und Z 2021, mit höheren Fangzahlen gegenüber den anderen beiden

Jahren. In M 2022 waren im Mai deutlich höhere Anteile an Beetle Banks erfasst worden. Im Jahr Z 2022 ebenfalls im Mai, jedoch mit Vorsprung an Kontrollsäumen. Diese schwankenden Ausprägungen von vier GCA-Arten gehen auf eine häufige Art, *Nebria brevicollis*, zurück. Im Mittel der Jahre zeigt sich eine Tendenz höherer Dichten an Beetle Banks im Mai.

Die Pflanzenfresser (GRA) zeigen im Gesamtversuch höhere Anteile an Beetle Banks, jedoch mit fast identischen absoluten Fangzahlen an den Untersuchungsflächen (BB: 411 vs. K: 420 Individuen). In M 2022 liegt diese Gilde an den Kontrollsäumen deutlich im anteiligen Vorsprung. Absolut liegen die Individuenanzahlen der Pflanzenfresser jedoch an Beetle Banks minimal höher, zu beiden Fangzeiträumen. In Z 2022 sind die Anteile und absoluten Fangzahlen an Beetle Banks im Mai und Juni leicht erhöht. Dabei zeigt sich in einem anderen Jahr (Z 2021) im Juni ein Vorsprung an Kontrollsäumen. Im Mittel der Jahre ist anteilig ein Vorsprung an Kontrollsäumen festzustellen. Absolut jedoch liegen die Fangzahlen an Beetle Banks im Mai leicht über den Individuenanzahlen der Kontrollfeldsäume. Diese Ausprägungen gehen verstärkt auf eine häufige Art der 19 GRA-Arten, *Harpalus rufipes*, zurück.

Auffällig ist der niedrige Anteil pflanzenschutzrelevanter Arten am Kontrollsaum in M 2022 (Abb. 13), der auf das in diesem Jahr geringe Vorkommen der sonst häufigen Art *T. quadristiatus* (MIX) zurückzuführen ist. Dieser auffällig niedrige Anteil der pflanzenschutzrelevanten Arten am Kontrollsaum in M 2022 lässt sich dadurch erklären, dass in diesem Jahr die sonst in allen anderen Jahren sehr häufige Art *T. quadristiatus* (MIX) nur in geringer Zahl vorkam – und das sowohl an der Beetle Bank als auch am Kontrollsaum. Darüber hinaus traten in M 2022 im Mai einige sonst häufige pflanzenschutzrelevante Arten – *Brachinus crepitans* (GIN), *Poecilus cupreus* (GIN) und *Nebria brevicollis* (GCA) – an der Beetle Bank punktuell in sehr hohen Anteilen auf, während sie am Kontrollsaum nur in sehr geringen Anteilen vorkamen. Zudem war die insgesamt häufige Art *Harpalus rufipes* (GRA), ein Pflanzenfresser, in diesem Jahr im Mai an beiden Strukturen besonders zahlreich vertreten (siehe Anhang III: 3\_Nahrungsgilde.xlsx).

Der Anteil pflanzenschutzrelevanter Arten blieb an der Beetle Bank im Jahresvergleich demnach stabil hoch. Am Kontrollsaum hingegen führte in diesem Jahr das besonders häufige Auftreten von Pflanzenfressern sowie die geringe Erfassung sonst häufiger Gemischtköstler und Insektenfresser zu einem erniedrigten Anteil pflanzenschutzrelevanter Arten.

#### 5.3.4 Individuenanteile der Nahrungsgilden entlang der Entfernungsstufen

Die Analyse der Individuenverteilung der vier häufigsten Nahrungsgilden (MIX, GIN, GCA, GRA) entlang der Entfernungsstufen (5 m, 25 m, 45 m) zeigt insgesamt nur in Einzelfällen

durchgängige positive oder negative Trends (vgl. Tab. 14). In den meisten Fällen bleiben die Unterschiede gering, es treten jedoch punktuell Maxima in einzelnen Distanzstufen auf.

Tabelle 14: Individuenverteilung der vier häufigsten Nahrungsgilden nach Entfernungsstufe je Standort-Jahr. MIX: Gemischtköstler, GIN: Insektenfresser, GCA: Fleischfresser, GRA: Pflanzenfresser. N: Gesamtindividuen aller Nahrungsgilden je Entfernungsstufe.

Individuenverteilung der vier häufigsten Nahrungsgilden nach Entfernungsstufe													
NG	Umfeld	M 2021			M 2022			Z 2021			Z 2022		
		5 m	25 m	45 m	5 m	25 m	45 m	5 m	25 m	45 m	5 m	25 m	45 m
MIX	BB	59	172	137	52	54	58	161	105	123	257	235	315
	K	210	274	284	23	21	34	191	77	84	652	798	870
GIN	BB	364	365	343	265	90	79	65	55	59	195	194	172
	K	938	474	302	33	53	69	85	109	99	221	141	173
GCA	BB	5	10	9	118	115	35	14	9	16	108	145	146
	K	5	2	8	2	12	3	33	32	19	159	119	213
GRA	BB	7	7	5	80	49	61	54	31	15	47	25	30
	K	9	15	4	32	57	70	53	56	65	21	21	17
N	BB	435	556	498	521	315	235	297	221	249	614	602	668
	K	1163	768	601	98	149	181	365	277	273	1058	1089	1280

Für die Gemischtköstler (MIX) zeigt sich in drei von vier Fällen eine leichte Zunahme der Individuenzahlen zum Feldinneren hin – sowohl an Beetle Banks als auch an Kontrollsäumen. Besonders deutlich wird dieser Trend in Zernikow 2022 an der Kontrollstruktur: Die Individuenzahlen steigen hier von 652 (5 m) über 798 (25 m) auf 870 (45 m). Diese Anreicherung geht maßgeblich auf die häufige Art *Trechus quadristriatus* zurück, die im Juni in hohen Zahlen am Kontrollsaum auftrat. Ein ähnlicher Trend wird an der Beetle Bank in Z 2022 erkennbar. Lediglich in einem Jahr zeigt sich eine gegenläufige Tendenz.

Die Insektenfresser (GIN) sind an den Beetle Banks in allen Standort-Jahren mit eher abnehmender Tendenz und zunehmender Entfernung zur Struktur zu erkennen. In Mariaburghausen 2021 wurde beispielsweise mit 938 Individuen ein deutliches Maximum bei 5 m festgestellt, was vor allem auf die häufigen Arten *Anchomenus dorsalis* und *Poecilus cupreus* zurückzuführen ist, die vor allem im Juni am Kontrollsaum hohe Aktivitätsdichten erreichten.

Im Jahr 2022, einem besonders trockenen Jahr, war an der Beetle Bank in 5 m Entfernung ein deutliches Maximum (265 Individuen) im Vergleich zwischen 25 m und 45 m (90 und 79 Individuen) festzustellen. Dieses Muster geht vor allem auf die Art *Brachinus crepitans* zurück, die ausschließlich in Mariaburghausen 2022 im Mai auftrat und dort einmalig ausgeprägt mit 160 Individuen in 5 m Abstand zur Beetle Bank gefangen wurde.

Für die Fleischfresser (GCA) prägte allen voran *Nebria brevicollis* das Vorkommen, welche vor allem in M 2022 in höherer Anzahl an der Beetle Bank in Entfernung 5 m und 25 m auftrat. In Z 2022 wurde diese Art allerdings in eher höheren Anzahlen in 45 m Entfernung zu Beetle

Banks erfasst. An den Kontrollsäumen zeigten sich hingegen keine konsistenten Unterschiede zwischen den Distanzen.

Als vierthäufigste Gilde, die nicht zu den in dieser Arbeit gruppierten pflanzenschutzrelevanten Arten zählt, zeigte sich für die Pflanzenfresser (GRA) in allen Jahren an Beetle Banks eine leicht absteigende Tendenz zum Feldinneren – in 5 m Entfernung wurden jeweils höhere Zahlen erfasst als in 45 m Entfernung zum Rand.

Am Kontrollsaum hingegen war in den zwei trockenen Jahren (M 2022, Z 2021) eine gegenteilige Tendenz zu beobachten: mehr Individuen im Feldinneren und weniger am Rand. Die Unterschiede in den anderen beiden Jahren fielen insgesamt gering aus. Die Ausprägung der Verteilung geht auf eine häufige Art zurück: *Harpalus rufipes*.

Die relativen Anteile der vier häufigsten Nahrungsgilden an der Gesamtfangzahl je Entfernungsstufe sind in Abbildung 16 dargestellt. Insgesamt spiegeln sich die Tendenzen der absoluten Individuenzahlen auch in den relativen Anteilen wider.

## Individuenanteile der vier häufigsten Nahrungsgilden nach Entfernungsstufe

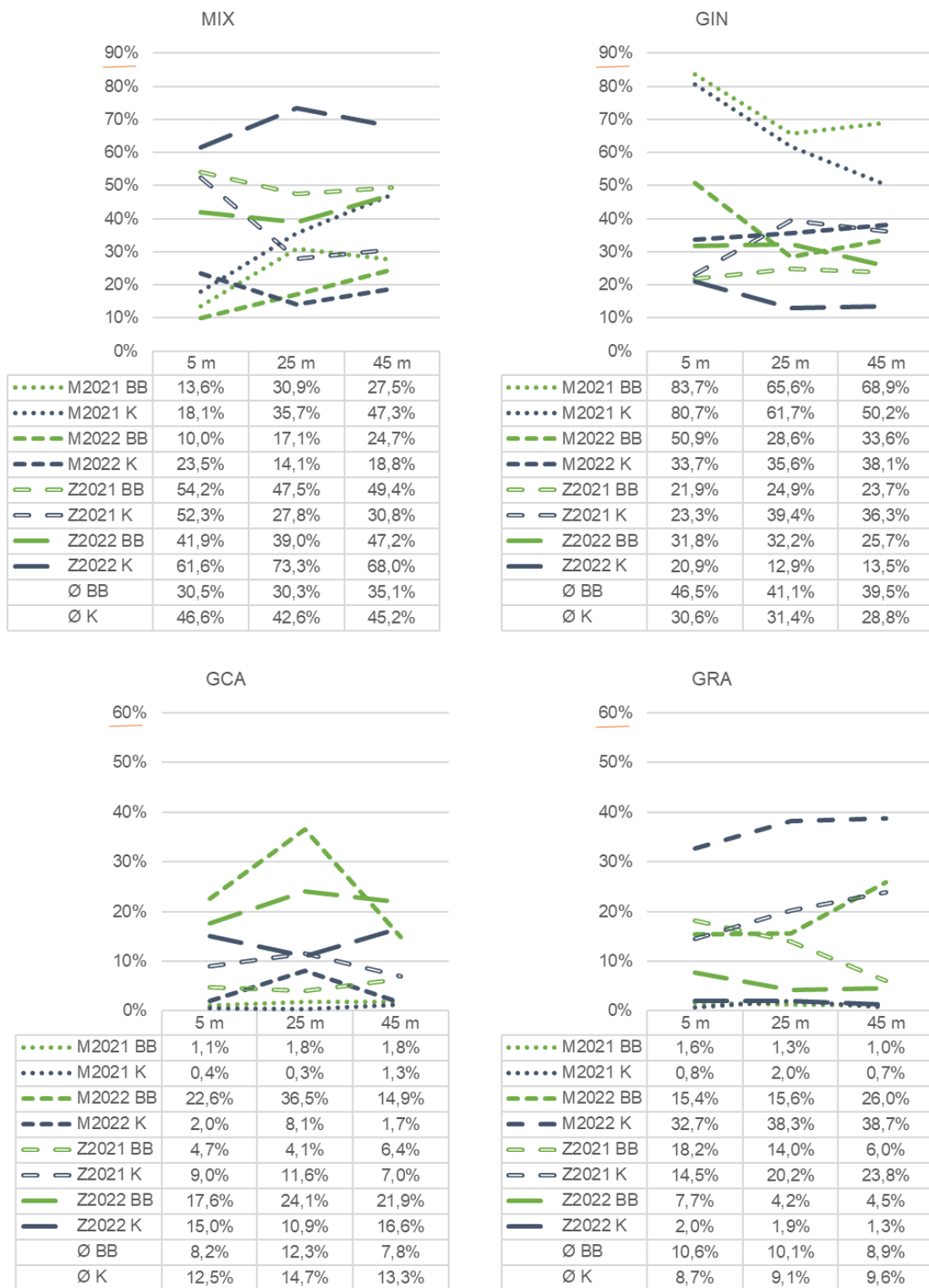


Abbildung 16: Individuenanteile der vier häufigsten Nahrungsgilden nach Entfernungsstufe (5 m, 25 m, 45 m) zur jeweiligen Randstruktur (Beetle Bank: grün, Kontrolle: grau). MIX: Gemischtköster, GIN: Insektenfresser, GCA: Fleischfresser, GRA: Pflanzenfresser. Berechnungsgrundlage: Verhältnis zur Gesamtindividuenzahl aller Nahrungsgilden je Entfernungsstufe bezogen auf die Gesamtindividuenzahl je Entfernungsstufe (siehe N in Tab 14). Ø: von vier Standort-Jahren.

Über alle Jahre hinweg lässt sich lediglich für die Gilde GIN an der Beetle Bank ein durchgängig abnehmender Trend vom Rand in das Feldinnere erkennen. Im Mittel der Jahre sinkt der Anteil von 46,5 % in 5 m Entfernung auf 41,1 % bei 25 m und weiter auf 39,5 % bei 45 m. Für die übrigen Nahrungsgilden zeigen sich hingegen nur geringe oder uneinheitliche Veränderungen in den Anteilen mit zunehmender Entfernung zur Struktur.

Insgesamt treten zwischen den Untersuchungsflächen an Beetle Banks und Kontrollsäumen sowohl vergleichbare als auch gegenläufige Verteilungsmuster auf. Teilweise variieren diese Tendenzen auch deutlich zwischen den einzelnen Jahren, wie schon zuvor deutlich wurde.

## 6 Diskussion

Ziel der Diskussion ist es, die Ergebnisse im Kontext der Forschungsfrage und aktueller Literatur zu interpretieren. Das Kapitel erfolgt gegliedert nach den drei untersuchten Merkmalen der Laufkäferzönosestruktur: Diversität der Arten, Habitatpräferenzen und Nahrungsgilden. Zunächst wird eine kurze Diskussion der verwendeten Methoden vorgenommen, um deren Aussagekraft sowie mögliche Einschränkungen bei der Interpretation der Ergebnisse einzuordnen.

### 6.1 Methodendiskussion

Dem zugrundeliegenden Versuchsdesign liegt eine zweijährige Erhebung an zwei Standorten zugrunde, jeweils mit zwei Untersuchungsflächen angrenzend an Beetle Banks und zwei Kontrollflächen angrenzend an herkömmliche Feldsäume – alle in Winterweizenbeständen, die weitgehend ohne Pestizideinsatz bewirtschaftet wurden. Die Untersuchungsjahre umfassten zwei vergleichsweise feuchte und zwei sehr trockene Jahre. Zusätzlich unterschieden sich die beiden Standorte hinsichtlich Bodenart und Bewirtschaftungsintensität: In Brandenburg dominierten sandige Böden und eine vergleichsweise extensivere Nutzung, während in Bayern schwerere Böden unter intensiverer Bewirtschaftung vorlagen.

Trotz der insgesamt ähnlichen Kulturführung schränken die standortspezifischen Unterschiede sowie die insgesamt geringe Zahl an Wiederholungen (vier Standort-Jahre) die Generalisierbarkeit der Ergebnisse ein. Gleichwohl ermöglichen sie erste Rückschlüsse auf mögliche Effekte von Beetle Banks auf die Laufkäferzönosen in angrenzenden Ackerflächen. Diese bekannten Einflussfaktoren – insbesondere Bodentyp, Klima und Nutzung – sind bei der Interpretation differenzierter Effekte von Randstrukturen grundsätzlich zu berücksichtigen (Luff 1966; Kromp 1999; Holland & Luff 2002). Die vorliegenden Daten wurden im Rahmen eines umfassenderen Versuchs erhoben, der neben der Laufkäferfauna auch Überwinterungsdichten (mittels Bodenproben) und Prädationsleistungen (mittels Ausschlussbarrieren und Köderfraßversuche) von bodenlebenden Arthropoden umfasste. Das Studiendesign war dabei nicht auf eine breite räumliche Abdeckung mit vielen Standorten angelegt, sondern zielte auf eine vertiefte, methodisch differenzierte Untersuchung der ökologischen Wirkmechanismen von Beetle Banks auf ihre Rolle im biologischen Pflanzenschutz ab.

Die verwendeten Bodenfallen nach Barber (1931) stellen ein etabliertes Standardverfahren in der Laufkäferforschung dar (Luff 1996). Erfasst wird dabei jedoch nicht die tatsächliche Populationsdichte, sondern die sogenannte Aktivitätsdichte – ein Maß, das sowohl von der

Abundanz als auch von der Bewegungsaktivität der Tiere beeinflusst wird. Arten mit hoher Mobilität oder bevorzugter Oberflächennutzung werden dadurch systematisch überrepräsentiert, während weniger mobile oder saisonal inaktive Arten tendenziell untererfasst bleiben (Luff 1966). Es wurden keine Erhebungen an nahegelegenen Landschaftsstrukturen durchgeführt, um ein umfassenderes Bild der Laufkäfervielfalt im Landschaftskontext zu erhalten und mögliche Einflüsse durch Einwanderung oder das Vorkommen bestimmter Arten aus angrenzenden Strukturen abschätzen zu können.

Für eine differenziertere Bewertung insbesondere der seltenen, ackeruntypischen Arten wäre ein angepasstes Fallendesign sinnvoll – etwa durch zusätzliche Bodenfallen direkt innerhalb der Beetle Banks. Generell wäre es aufschlussreich, Fangdaten aus den Randstrukturen selbst (Beetle Bank und Feldsaum) mit denen im angrenzenden Acker systematisch zu vergleichen, um Überschneidungen oder Unterschiede in den Artengemeinschaften genauer einordnen zu können. Beispielsweise mit Bodenfallen oder Überwinterungsbodenproben erhoben im Winter.

Ein typisches methodisches Problem bei der Bodenfallenmethode ist die Dominanz einzelner sehr aktiver Arten. In der vorliegenden Untersuchung machten lediglich zwölf Arten über 95 % aller Fänge aus, wobei *Trechus quadristriatus*, *Poecilus cupreus* und *Anchomenus dorsalis* besonders häufig vertreten waren. Dieses Muster ist aus vergleichbaren Studien bekannt (z. B. Thomas et al. 2000; Thomas 2001; Irmiler 2003) und beeinflusst insbesondere Diversitätskennwerte erheblich, da punktuell sehr hohe Fangzahlen einzelner Arten je nach Stichprobengröße starken Einfluss auf die Auswertung nehmen können.

Zudem traten in zwei Fällen Auffälligkeiten auf, die auf praktische Fehler im Feldversuch zurückzuführen sind. Eine Falle (Z2022Juni\_BB\_05\_2; siehe Anhang III: 1\_Artendiversität.xlsx: Problemfallen) wies deutlich niedrigere Fangzahlen auf als vergleichbare Fallen derselben Fläche. Eine Prüfung ergab jedoch, dass ihr Ausschluss aus der Analyse keinen relevanten Einfluss auf die Diversitätskennwerte hatten und wurden deshalb für die Analyse einbezogen.

Der Shannon-Index und die Evenness erwiesen sich als geeignete Maße zur Beschreibung der Diversität. Allerdings unterliegen beide Indizes bei geringer Fangzahl starker Schwankung. Ein Beispiel aus der Erfassung im Juni 2022 (Kontrollsaum: nur 80 Individuen, s. Tab. 5) verdeutlicht, wie eine scheinbar hohe Diversität auf eine gleichmäßige, aber insgesamt niedrige Verteilung zurückgehen kann. Dieses Beispiel zeigt zugleich die Stärke des Shannon-Index: auch bei ungleichen Fanggrößen bleibt ein standardisierter Vergleich möglich. Statistisch zeigte sich eine Tendenz höherer Diversität an Beetle Banks, doch keine Signifikanz ( $p = 0,0625$ ). Ein Teil dieser Tendenz ist auf den stärkeren Einfluss einzelner

dominanter Arten in bestimmten Jahren zurückzuführen, insbesondere bei den Kontrollsäumen.

Die Unterschiede der Diversitätsmaße (Shannon-Index und Evenness) zwischen Beetle Banks und Kontrollsäumen wurden mit dem Mann-Whitney-U-Test geprüft. Grundlage bildeten acht Werte pro Index und Jahr – eine insgesamt geringe Stichprobengröße, die die Aussagekraft des Tests einschränkt. Eine getrennte Betrachtung der Fangzeiträume verdoppelte die Stichprobengröße ( $n = 16$ ) und ergab eine Signifikanz für den Shannon-Index, nicht jedoch für die Evenness. Aufgrund der nur geringen biologischen Unterschiede zwischen Mai und Juni sowie des erhöhten Risikos statistischer Fehlinterpretation wurde auf eine getrennte Analyse der Fangzeiträume verzichtet. Die zusammengefasste Betrachtung pro Jahr wurde als methodisch konsistenter bewertet.

Grundsätzlich ist anzumerken, dass der verwendete Test keine Normalverteilung voraussetzt, was für biodiversitätsbezogene Daten von Vorteil ist. Die Bodenfallen waren jedoch in Standort-Jahr-Kombinationen genestet und lagen in systematisch quadratischer Anordnung innerhalb eines ca.  $40 \times 40$  m großen Untersuchungsrasters. Dadurch war keine echte Unabhängigkeit der Fallen innerhalb eines Standort-Jahrs gegeben. Eine randomisierte Flächenabdeckung wäre methodisch vorzuziehen gewesen, ließ sich jedoch aus praktischen Gründen im Feldversuch nicht umsetzen. Dies ist bei der Interpretation der statistischen Ergebnisse zu berücksichtigen.

Für die Untersuchung der Einwanderungsdynamik wäre es methodisch vorteilhaft gewesen, Fangzeitraum und Entfernungstufen gemeinsam zu betrachten. Dies hätte jedoch – aufgrund der insgesamt geringen Fallenzahl pro Jahr, Distanz und Fangzeitraum – nur sehr kleine Vergleichsgruppen ergeben (Fangzahlen von nur drei Fallen in 5 m Entfernung im Juni). Daher wurde entschieden, die Daten separat nach Fangzeitraum und Entfernung auszuwerten, was allerdings die Interpretation saisonaler Einwanderungsmuster – wie sie etwa von Thomas et al. (2000) beschrieben wurden – erschwerte. Dennoch konnten potenzielle Tendenzen – etwa eine verstärkte Aktivität im Randbereich – beobachtet werden.

Die Auswertung der Nahrungsgilden und Habitatpräferenzen erfolgte auf Basis relativer Anteile. Diese Berechnungen sind nicht unabhängig, da sie sich gegenseitig bedingen. Ein hoher relativer Anteil einer Gruppe kann sowohl durch tatsächliche Förderung als auch durch Rückgang anderer Gruppen entstehen. Daher wurden alle relativen Werte grundsätzlich im Kontext der absoluten Fangzahlen interpretiert.

Die Zuordnung der Arten zu Habitatpräferenzen erfolgte nach GAC (2009) und wurde durch Angaben von Ralph Platen (Platen 2024, unveröffentlicht, Stand 12.07.24) ergänzt. Diese

Methode erlaubt eine vergleichende ökologische Einordnung, ist jedoch in ihrer Auflösung begrenzt. Für eine differenziertere Bewertung der Wirkung von Randstrukturen auf die Laufkäferzönose im angrenzenden Ackerbereich ist eine funktionale Einordnung nach Überwinterungsstrategien unerlässlich.

Auch die Nahrungsgildenzuordnung nach Bilde & Toft (2002) erwies sich in dieser Untersuchung als nur begrenzt differenzierungsfähig. Deutliche Unterschiede zwischen den Randstrukturen konnten damit nicht aufgezeigt werden – nicht zuletzt, weil die Gildenzusammensetzung stark durch wenige, dominante und vordringlich pflanzenschutzrelevante Arten geprägt war. Um funktionale Aussagen zu stärken, kann es sinnvoll sein, zusätzlich artspezifische Auswertungen von besonders häufigen Arten vorzunehmen. Beispielsweise von Arten, welche nachweislich eine hohe Beutepräferenz für Blattläuse besitzen.

Die vorliegenden Ergebnisse zeigen, dass sich trotz methodischer Einschränkungen belastbare Aussagen sowie deutliche Tendenzen zu strukturellen Unterschieden in den Laufkäferzönosen ableiten lassen. Besonders die Kombination aus quantitativer Auswertung und qualitativer Betrachtung einzelner Arten sowie ökologischer Merkmale erwies sich als aufschlussreich. Gleichwohl müssen Limitationen bei der Interpretation berücksichtigt werden – etwa die geringe Anzahl an Standort-Jahren, witterungsbedingte und standortspezifische Umwelteinflüsse, die starke Dominanz einzelner Arten, die Unsicherheiten durch Pseudowiederholungen für die statistische Auswertung im Versuchsdesign sowie teilweise geringe Stichprobengrößen. Für weiterführende Studien wäre eine breitere Wiederholung an mehreren Standorten sowie eine methodische Erweiterung – etwa durch differenziertere funktionelle Merkmale, wie die Überwinterungsstrategie von ackertypischen Laufkäferarten – sinnvoll, um die Aussagekraft und Übertragbarkeit der Ergebnisse zu erhöhen.

## 6.2 Diskussion der Ergebnisse

Im Folgenden werden die Laufkäferzönosen in den an Beetle Banks und Kontrollfeldsäumen angrenzenden Winterweizenäckern auf Grundlage der Arbeitshypothesen diskutiert, um die zentrale Forschungsfrage zu beantworten: Welche Wirkung haben Beetle Banks auf die Vielfalt der Laufkäferzönose im angrenzenden Acker – unter besonderer Berücksichtigung ökologischer Merkmale wie Habitatpräferenz und Nahrungsgilde, insbesondere im Hinblick auf pflanzenschutzrelevante Arten?

Dazu wird zunächst die Dichte- und Diversitätsstruktur der Laufkäfergemeinschaft anhand von Alpha- und Beta-Diversitätsmaßen analysiert. Quantitative Unterschiede zwischen Beetle Banks und Kontrollflächen ermöglichen erste Rückschlüsse auf eine potenziell fördernde

Wirkung der Beetle Banks auf die Artenvielfalt und Aktivitätsdichte im angrenzenden Acker. Anschließend wird die Aktivität sowie die räumliche Verteilung ackeruntypischer Arten im Hinblick auf ihre Habitatpräferenz betrachtet, um Aussagen zum potenziellen Naturschutzwert der Strukturen treffen zu können. Die Relevanz von Beetle Banks als fördernde Maßnahme für polyphage Laufkäferarten mit Bedeutung für die Schädlingsregulation wird anhand der Diversität und Aktivitätsdichte ausgewählter, als nützlich eingestufte trophischer Gruppen (Nahrungsgilden) abgeschätzt – mit besonderem Fokus auf potenzielle Wirkungen im Frühjahr sowie entlang der Distanz zur Randstruktur. Die potenziellen Beiträge zur Schädlingsregulation werden dabei anhand artspezifischer Merkmale wie Beuteverhalten und Lebenszyklus häufiger Arten diskutiert.

### 6.2.1 Bewertung Gesamtfänge und Einordnung ihrer ökologischen Merkmale

Bevor die Wirkung von Beetle Banks im Vergleich zu herkömmlichen Feldsäumen diskutiert wird, soll die Betrachtung der Gesamtfänge einen ersten Überblick über die Zusammensetzung der erfassten Laufkäferzönosen in den untersuchten Winterweizenflächen geben. Hierbei werden die erfassten Anzahlen und Individuendichten der Arten, Habitatpräferenzen und Nahrungsgilden unter Einbezug der Literatur als Ackerzönose kontextualisiert.

Grundsätzlich beschreiben Holland & Luff (2000), dass Laufkäfergemeinschaften, wie sie in zahlreichen Studien mittels Bodenfallen in landwirtschaftlich genutzten Flächen erfasst wurden, typischerweise aus etwa 30 für Ackerstandorte charakteristischen Arten bestehen. Diese Beobachtungen stimmen mit den Ergebnissen des vorliegenden Versuchs weitgehend überein: Von den insgesamt 12 513 gefangenen Individuen aus 74 Arten entfielen 95 % auf lediglich 12 häufige Arten. Die meisten dieser häufigen Arten wurden als wichtige Carabiden europäischer Agrarlandschaften von Thiele (1977) gelistet. Nach der GAC (2009) sowie der erweiterten Einordnung durch Ralph Platen (Platen 2024, unveröffentlicht, Stand: 12.07.2024) handelt es sich bei den Gesamtfängen fast ausschließlich um typische Ackerarten (FIE) und eurytope Arten (MIX), die eine Vielzahl unterschiedlicher Lebensräume, sowie Äcker mit Verbreitungsschwerpunkt besiedeln. Zusammengenommen umfassen diese für Äcker typische Arten 96 % der Gesamtfänge, bestehend aus 51 Arten. Holland & Luff (Holland und Luff 2000) fassen auf Basis zahlreicher Studien zusammen, dass ackercharakteristische Arten in Bodenfallenfängen aus Agrarflächen meist über 80 % der Zönose ausmachen. Dabei dominieren etwa zehn Arten die Gemeinschaft numerisch deutlich. Die erfassten Laufkäfer spiegeln demnach eine typische Ackerzönose mit einem sehr geringen Anteil Acker untypischer Arten, bestehend aus 23 Arten, wider.

Auch bezüglich der erfassten Nahrungsgilden stimmen die Daten der vorliegenden Untersuchung mit der Literatur überein. Insgesamt entfällt der Großteil der Gesamtfänge auf

carnivore Generalisten (Insektenfresser und Fleischfresser) und Gemischtköstler in Höhe von 92 % und mit 7 % auf die Pflanzenfresser. Die restlichen Gilden umfassten jeweils unter 1%. Nach Bilde & Toft 2002 ernährt sich der überwiegende Teil von Laufkäfern carnivor, und nutzt dabei ein breites Spektrum tierischer Beutetiere – darunter bedeutende Schädlinge von Ackerkulturen, wie beispielsweise Getreideblattläuse, die typischerweise in Winterweizenbeständen vorkommen (Edwards et al. 1979). Die meisten Arten gelten als polyphage Generalisten während ein kleinerer Anteil, beispielsweise Gattungen wie *Harpalus* und *Amara*, überwiegend granivor von Pflanzensamen lebt (Bilde & Toft 2002).

Holland & Luff (2000) merken zudem an, dass die Aktivität und Artzusammensetzung von Laufkäfergemeinschaften wesentlich von Standorteigenschaften, wie die Bodenart sowie weitere abiotische und biotische Umweltfaktoren, beeinflusst wird – darunter Saisonverlauf, Witterung, die Kulturarten und die jeweilige Bewirtschaftungsform. In Bezug auf die Untersuchungsstandorte wurden in Zernikow sowohl höhere Artenzahlen als auch höhere Aktivitätsdichten der Laufkäferzönosen im Vergleich zu Mariaburghausen festgestellt. Dies kann auf Unterschiede einiger Standortparameter zurückzuführen sein: Während in Zernikow eine eher extensivere Nutzung mit geringeren Saatkichten vorherrschte, waren Winterweizenäcker in Mariaburghausen durch eine intensivere Bewirtschaftung bezüglich höherer Saatkichten geprägt. Diese Unterschiede lassen sich auf die Bodenverhältnisse zurückführen, da Zernikow sandige, nährstoffarme Böden aufweist, während in Mariaburghausen schwerere Böden vorherrschen. Die höheren Diversitätswerte und Individuendichten in Zernikow könnten auf die extensivere Nutzung zurückzuführen sein, die von verschiedenen Autoren als förderlich für die Artenvielfalt beschrieben wird (Kromp 1999; Duelli et al. 1999; Holland & Luff 2002).

Zusätzlich wurden deutliche witterungsbedingte Einflüsse auf die Laufkäferzönosen im Vergleich der Standort-Jahre erkennbar. In den niederschlagsreicheren Jahren M 2021 und Z 2022 wurden insgesamt höhere Aktivitätsdichten festgestellt, während in den stark von Trockenheit geprägten Jahren M 2022 und Z 2021 deutlich geringere Dichten erfasst wurden. Irmeler (2003) weist in einer Langzeitstudie zur räumlichen und zeitlichen Variabilität von Laufkäfergemeinschaften in norddeutschen Ackerflächen darauf hin, dass sowohl die Aktivitätsdichte als auch die Zusammensetzung der Zönosen stark durch klimatische Jahresschwankungen beeinflusst werden. Dies erschwert die isolierte Bewertung anderer Einflussfaktoren wie beispielsweise landwirtschaftliche Bewirtschaftungsmaßnahmen, Feldgröße sowie die fokussierten Feldrandeffekte. Auch in den vorliegenden Ergebnissen zeigen sich deutliche witterungsbedingte Effekte. Diese witterungsbedingten Schwankungen sollten bei der Interpretation von Zönoseunterschieden und der Bewertung fördernder Maßnahmen wie Beetle Banks unbedingt berücksichtigt werden.

## 6.2.2 Alpha-Diversität der Laufkäferarten

Mithilfe der Analyse der Alpha-Diversität – basierend auf den Maßzahlen Arten- und Individuenzahl (der erfassten Aktivitätsdichten), dem Shannon-Diversitätsindex sowie der Evenness und einer statistischen Prüfung der Vergleiche mit dem Man-Whitney-U-Test – wurde folgende Hypothese beschreibend überprüft: Im Acker angrenzend an Beetle Banks ist eine höhere Laufkäferdiversität sowie eine höhere Aktivitätsdichte zu erwarten.

Die Versuchsergebnisse können in Bezug auf die Artenzahl der Gesamtfänge des Versuchs einen höherwertigen Effekt der Beetle Bank gegenüber Feldsäumen bestätigen (siehe Abb. 3 und 4). Der Vorsprung der Artenzahl an Beetle Banks war allerdings nicht in allen Jahren, aber jeweils in einem Jahr je Standort, (M 2022 und Z 2021) deutlich sichtbar - diese beiden Jahre waren von starker Trockenheit geprägt. Während der anderen beiden, witterungsbedingt feuchten Jahre fiel die Artenzahl an Beetle Banks und Kontrollsäumen zumindest ähnlich oder gleich aus. Die Trockenheit schien keine sichtbaren negativen Effekte auf die Diversität bewirkt zu haben. Zwar variieren die Ergebnisse über die unterschiedlichen Standortjahre und Fangzeiträume hinweg, doch an den Beetle Banks wurde überwiegend eine höhere Artenzahl sowie eine gleichmäßigere Zusammensetzung der Laufkäfergemeinschaften festgestellt – erkennbar an erhöhten Werten des Shannon-Index und der Evenness. Diese gesteigerte Diversität ging jedoch nicht mit höheren Aktivitätsdichten im Vergleich zu den Kontrollflächen einher.

Zahlreiche Studien berichten von stark schwankenden Erfassungswerten hinsichtlich der Artenvielfalt und Aktivitätsdichte von Laufkäfern – sowohl innerhalb untersuchter Beetle Banks und anderer Randstrukturen im Vergleich (bsp. Thomas & Marshall 1999; Thomas et al. 1992, 2001b; Thomas 2001; MacLeod et al. 2004) als auch erfasst in angrenzenden Ackerflächen (bsp. Thomas et al. 1991; Thomas 2001; Collins et al. 2002). Diese Variabilität wird häufig auf jahresabhängige Unterschiede von Witterungseinflüssen, deren Auswirkungen auf die Populationsdynamik sowie auf weitere biotische und abiotische Faktoren, zurückgeführt (Tillmann et al. 2012).

Beispielsweise beschreibt Thomas (2001) deutliche Schwankungen der Ergebnisse und insgesamt nur geringe, nicht signifikante Unterschiede in der Artendiversität sowie den Überwinterungsdichten zwischen Beetle Banks und herkömmlichen Feldsäumen. Wie bereits angemerkt, sind die Standortbedingungen und die angewandte Methodik dieser Studie nicht direkt mit der vorliegenden Untersuchung vergleichbar. Dennoch handelt es sich um eine der wenigen Arbeiten, die die Effekte von Beetle Banks mit denen gewöhnlicher Feldsäume vergleicht – welche wiederum den in dieser Untersuchung verwendeten Kontrollfeldsäumen weitgehend entsprechen.

Insgesamt zeigen die vorliegenden Ergebnisse eine positive Wirkung auf die Diversität: Der Shannon-Diversitätsindex, der die Artenzahl unter Berücksichtigung der relativen Häufigkeiten gewichtet, deutet auf tendenziell höhere Diversität an Beetle Banks hin. Denn in allen vier Standort-Jahren lag der Shannon-Index der Zönosen im Acker angrenzend an die Beetle Banks jeweils über den Index-Werten der Kontrollflächen. Die Unterschiede waren jedoch statistisch nicht signifikant ( $p = 0,0625$ ), was angesichts der begrenzten Vergleichsjahre und der natürlichen Variabilität der Zönosen eine nur eingeschränkt belegbare fördernde Wirkung der Beetle Banks ermöglicht, die insgesamt jedoch eher als vergleichbar mit der Wirkung herkömmlicher Feldsäume einzustufen ist, passend zu den Schlussfolgerungen von Thomas (2001).

Dabei ist zusätzlich zu berücksichtigen, dass vereinzelt stark dominante Arten an den Kontrollsäumen zu einer geringen Evenness und damit zu niedrigeren Werten des Shannon-Index beitrugen (s. Tab. 4 und 5). An den Beetle Banks hingegen wurde überwiegend eine gleichmäßigere Zusammensetzung der Artengemeinschaften erfasst. Eine vergleichsweise höhere Diversität an den Beetle Banks könnte demnach auch auf lokal erhöhte Aktivitätsdichten einzelner Arten an den Kontrollsäumen zurückzuführen sein – bei insgesamt eher ähnlicher Artenanzahlen.

Die Förderwirkung von Beetle Banks wird in der Literatur überwiegend auf die Aktivitätsdichten bezogen; Erhebungen zur Artenvielfalt wurden nur teilweise durchgeführt und unterschieden sich methodisch erheblich. So wurden die Fangdaten häufig nicht mit Bodenfallen, sondern mittels Saugapparaturen zur Oberflächenabsammlung aktiver Käfer (z. B. Thomas et al. 1991, 1992; Thomas 2001) oder durch die Entnahme von Bodenproben zur Erfassung der Überwinterungsdichte randüberwinternder Arten im Winter erhoben (Thomas et al. 1991, 1992; Thomas 2001; MacLeod 2004; Collins et al. 2003). Nur wenige Studien arbeiteten mit Bodenfallen (z. B. Thomas & Marshall 1999; Thomas et al. 2000; Collins et al. 2002). Diese stark variierenden Erhebungsmethoden erschweren die Vergleichbarkeit mit vorliegendem Versuch, welcher einheitlich mittels Bodenfallen durchgeführt wurde.

Zudem unterscheiden sich die in ähnlichen Studien beprobten Feldrandhabitats häufig von den in der vorliegenden Untersuchung verwendeten grasigen Feldsäumen: Teilweise wurden Hecken oder feldholzartige Saumstrukturen einbezogen (bsp. MacLeod 2004), oder es fehlt eine genaue Charakterisierung der Vergleichsstrukturen (bsp. Thomas et al. 1992). Hinzu kommt, dass sich viele der bestehenden Studien auf Standorte in England beziehen, deren Laufkäferfauna sich teilweise von jener des mitteleuropäischen Festlands unterscheidet. Auch beziehen sich die meisten Studien auf klassische Beetle Banks hauptsächlich mit Horstgräsern bepflanzt. Im Gegensatz dazu wurden in der vorliegenden Untersuchung Beetle Banks mit

einer Kombination aus Horstgräsern und Blühpflanzen untersucht. Eine solche vielfältigere Bepflanzung könnte – wie die Ergebnisse andeuten – positiv zur Förderung der Laufkäferdiversität beigetragen haben. Diese Einschätzung wird durch Tillmann et al. (2012) gestützt, die ebenfalls eine artenreiche Bepflanzung zur Erhöhung der Förderleistung vermuten und empfehlen. Auch Thomas & Marshall (1999) konnten zeigen, dass eine höhere strukturelle Diversität von Feldrändern mit einer erhöhten Laufkäferdiversität einhergeht.

Gleichzeitig differenzierten alle in dieser Arbeit zitierten Studien bei der Analyse der Diversität und Zusammensetzung der Laufkäferzönosen zwischen randüberwinternden und feldüberwinternden Arten, da sich diese hinsichtlich ihrer Aktivität und Reaktion auf Randstrukturen deutlich unterscheiden. Der Schwerpunkt lag dabei meist auf der Aktivitätsdichte oder der Überwinterungsdichte dieser beiden Gruppen – weniger jedoch auf einer differenzierten Analyse der reinen Artenvielfalt. Die Diversität von Laufkäfern in von hoher Störungsintensität geprägten Agrarhabitaten ist häufig eher gering, da vorrangig wenige dominante Arten die Zönosen dominieren (Thiele 1977; Holland & Luff 2002; Collins et al. 2002).

Die Untersuchung deutet darauf hin, dass die im Mittel um neun Arten höhere Diversität an Beetle Banks im Vergleich zu Feldrändern (s. Abb. 3) auf die optimierte und förderliche Wirkung ihrer Habitatstruktur zurückzuführen ist – ein bemerkenswertes Ergebnis. Aufgrund der benannten Einflussfaktoren, der begrenzten Untersuchungsjahre sowie methodischer Unsicherheiten kann eine förderliche Wirkung von Beetle Banks auf die Laufkäferdiversität im angrenzenden Acker jedoch nur zurückhaltend bestätigt werden. Im anschließenden Kapitel ermöglicht die Betrachtung der Habitatpräferenzen eine weiterführende Einschätzung zum Wert der tendenziell erhöhten Diversität der Laufkäfer in den untersuchten Ackerflächen an Beetle Banks.

Bezüglich der Laufkäferaktivität im angrenzenden Acker erreichten die untersuchten Beetle Banks in diesem Versuch keinen höherwertigen oder gleichwertigen Effekt im Vergleich zu den Kontrollflächen. Dies zeigte sich in drei von vier Standort-Jahren mit deutlich höheren Dichten an Kontrollsäumen (siehe Abb. 4). Besonders ausgeprägt waren die hohen Dichten in den vergleichsweise feuchten Jahren M 2021 und Z 2022. Dies könnte teilweise auf witterungsbedingte Einflüsse sowie jahresabhängige Schwankungen in der Populationsdynamik von Laufkäfern zurückzuführen sein, wie auch von Irmeler (2003) und Kober et al. (2024) beschrieben wurde. Hervorzuheben ist, dass die außergewöhnlich hohen Aktivitätsdichten in den feuchteren Jahren an den Kontrollsäumen vor allem auf das gehäufte Auftreten weniger, besonders dominanter Arten zurückzuführen sind – insbesondere *Trechus quadristriatus*. Wie bereits erwähnt, spiegelt sich diese punktuelle Dominanz in entsprechend

niedrigeren Evenness-Werten der erfassten Zönosen der Kontrollflächen dieser Jahre wider. Eine Interpretation der Aktivitätsdichten ist daher vorerst nicht auf weitere Standorte und Jahre generalisierbar, zumal nur eine geringe Anzahl an Vergleichsjahren mit hoher klimatischer Variabilität vorliegt.

Auch in der Literatur werden unterschiedliche und schwankende Laufkäferdichten in Beetle Banks sowie in angrenzenden Ackerflächen beschrieben. So erfassten Thomas et al. (2001) teilweise etwas geringere Carabiden-Dichten an Beetle Banks im Vergleich zu grasigen Feldsäumen.

Tillmann et al. (2012) beschreiben das Potenzial von Beetle Banks zur Förderung höherer Laufkäferdichten im angrenzenden Acker und verweisen auf frühere Studien, in denen sogenannte „Einwanderungswellen“ randüberwinternder Laufkäfer in benachbarte Ackerflächen im Frühjahr (April/Mai) beobachtet wurden (Thomas et al. 1991; Collins et al. 2002). Daraus lassen sich erhöhte Aktivitätsdichten im angrenzenden Acker ableiten. Auch Thomas (2001) bestätigte dieses Muster grundsätzlich, konnte jedoch keine signifikant höheren Aktivitätsdichten an Beetle Banks im Vergleich zu herkömmlichen Feldsäumen feststellen. In Übereinstimmung damit zeigt auch die vorliegende Untersuchung keinen eindeutig positiven Effekt der Beetle Banks auf die Laufkäferaktivität im angrenzenden Acker.

Dabei ist anzumerken, dass die insgesamt höhere Dichte an den Kontrollsäumen vor allem auf das punktuelle, gehäufte Auftreten von *Trechus quadristriatus* zurückzuführen ist. Werden diese Ausreißer vernachlässigt, fällt der Unterschied in der Aktivitätsdichte zwischen Beetle Banks und Kontrollflächen ähnlich aus.

Zusätzlich wäre es entscheidend, zwischen randüberwinternden und feldüberwinternden Laufkäferarten zu unterscheiden, da nur erstere direkt von Randhabitaten wie Beetle Banks profitieren können und letztere die Aktivitätsdichten und Erfassungen im Acker stark beeinflussen (Holland & Luff 2000). In diesem Zusammenhang konnte Thomas (2001) im Verlauf mehrerer Jahre erhöhte Dichten randüberwinternder Arten innerhalb der Beetle Banks feststellen. Dies unterstreicht zwar das Potenzial der Beetle Banks als Überwinterungshabitat, belegt jedoch nicht eindeutig erhöhte Laufkäferdichten durch das Einwandern in den angrenzenden Acker.

Insgesamt kann die Hypothese bezüglich der fördernden Wirkung von Beetle Banks auf die Laufkäferaktivität im angrenzenden Acker nicht bestätigt werden.

### 6.2.3 Beta-Diversität der Laufkäferarten

Zur vertiefenden Analyse der Laufkäferzönosen wurde die Ähnlichkeit der Artengemeinschaften zwischen an Beetle Banks und an Kontrollsäume angrenzenden Äckern untersucht. Dazu kamen drei Beta-Diversitätsmaße zum Einsatz, die eine quantitative Bewertung der Unterschiede ermöglichen (siehe Tab. 3). Ergänzend wurde die qualitative Artzusammensetzung mithilfe eines Venn-Diagramms verglichen (siehe Abb. 6). Grundlage der Auswertung bildet die Hypothese, dass sich die Artzusammensetzung der Laufkäferzönosen in den Winterweizenäckern angrenzend an Beetle Banks und Feldsäumen unterscheidet.

Die Analyse der Beta-Diversität deutet auf eine ähnliche Zönosestruktur im Vergleich zu den Randstrukturen hin. Der Vergleich der Artengemeinschaften verdeutlicht eine insgesamt mittlere Ähnlichkeit der Laufkäferzönosen an Beetle Banks und herkömmlichen Feldsäumen bezüglich der reinen Artenpräsenz (Jaccard-Koeffizient). Die Zönosen wiesen sowohl einen hohen Anteil gemeinsamer Arten als auch einen relevanten Anteil von Arten auf, die exklusiv nur an einer der beiden Strukturen erfasst wurden. Diese exklusiven Arten traten überwiegend an Beetle Banks auf, was die oben beschriebene höhere Diversität an dieser Struktur verdeutlicht.

Die Hypothese einer grundlegend unterschiedlichen Artzusammensetzung der Laufkäferzönosen an Beetle Banks und Feldsäumen lässt quantitativ nicht bestätigen. Insgesamt zeigt sich eine sehr ähnliche Zönosestruktur, insbesondere im Hinblick auf die Individuenanzahlen häufiger, gemeinsamer Arten (Gleason-Koeffizient). Hinsichtlich der Verteilung dominanter Arten zeigt sich ebenfalls, dass die Zönosen sich ähneln (Renkonen-Koeffizient). Der Gleason-Index, der die Individuenzahlen der gemeinsamen Arten quantifiziert, verdeutlicht, dass die für die Artendiversität interessanten und nur an einer Struktur exklusiven Arten, ausschließlich sehr selten waren und weniger als 1 % der Gesamtfänge ausmachten.

Einzelne häufige Arten traten zwar bevorzugt an einer der beiden Strukturen mit Verbreitungsschwerpunkt auf, dies jedoch meist nur in bestimmten Jahren oder Fangzeiträumen. Eine konsistente Strukturpräferenz über beide Erhebungsjahre und Standorte hinweg ließ sich lediglich für *Harpalus affinis* feststellen, der an den Beetle Banks durchgehend in höheren Individuenzahlen auftrat. Vereinzelt starke Ausprägungen, wie durch *Trechus quadristriatus* an Kontrollsäumen in den feuchten Jahren, werden in hohem Maße die Unterschiedlichkeit der Dominanzstruktur beeinflusst haben, welche abgesehen davon auch eine relativ hohe Ähnlichkeit zwischen den Strukturen anzeigten (Renkonen-Koeffizient).

Die quantifizierte Ähnlichkeit zwischen den Strukturen geht deutlich auf stark ausgeprägte Dominanzen einzelner Arten besonderer Jahre bzw. Fangzeiträume zurück sowie auf das Auftreten weniger seltener Arten in Einzeljahren. Auch jährliche und saisonale Schwankungen, durch beispielsweise witterungsbedingte Einflüsse auf die Laufkäferaktivität und Populationsdynamiken, werden zusätzlich die Unterschiede der Beta-Diversitätsmaße der Zönosen beeinflusst haben.

Die in dieser Untersuchung erfassten, weitgehend ähnlichen Laufkäferzönosen in den an Beetle Banks und herkömmliche Feldsäume angrenzenden Winterweizenäckern lassen sich im Licht der bestehenden Fachliteratur als erwartbar einordnen. Wie bereits eingangs erwähnt, sind Agrarökosysteme typischerweise durch eine geringe Artenzahl ackerassoziiierter Carabiden geprägt, die die Zönosen meist stark dominieren (Thiele 1977; Holland & Luff 2000; Kromp 1999). Auch Irmeler (2003) bestätigt in einer Langzeitstudie, dass die Artzusammensetzung von Laufkäfergemeinschaften in Ackerflächen – unabhängig von Bodentyp und Bewirtschaftungsweise – sehr ähnliche Artzusammensetzungen aufweisen. Luff (1996) fasst die Wirkung verschiedener Randstrukturen dahingehend zusammen, dass grob strukturierte Feldsäume oder Hecken die Gesamtdiversität der Carabiden in der Agrarlandschaft deutlich steigern können. Grasstreifen wie Beetle Banks hingegen leisten vor allem einen Beitrag zur Überwinterung jener Arten, die innerhalb des Ackers selbst nicht überleben können. Beetle Banks können demnach gezielt randüberwinternde, ackerassoziierte Arten begünstigen, während das Potenzial zur Erhöhung der Gesamtdiversität im Vergleich zu vielfältigeren Strukturelementen mit Gehölzen oder artenreichen Kräutern als eher begrenzt einzuschätzen ist.

Trotz der Dominanzstruktur typischer Ackerzönosen behalten Laufkäfer ihre Bedeutung als Bioindikatoren – insbesondere dann, wenn sie nicht ausschließlich unter dem Gesichtspunkt der Gesamtdiversität oder Aktivitätsdichte betrachtet, sondern differenziert nach ökologischen Merkmalen analysiert werden, wie zum Beispiel nach ihren artspezifischen Überwinterungsformen (Holland & Luff 2000). Irmeler (2003) unterstreicht, dass eine fundierte Bewertung des naturschutzfachlichen und funktionalen Potenzials von Carabiden-Zönosen der Kulturlandschaft detaillierte Kenntnisse über artspezifische Merkmale wie Mobilität, Einwanderungsfähigkeit, klimatische Toleranzbereiche sowie der Einfluss umliegender Strukturen voraussetzt. Der vorliegende Versuch untersuchte deshalb die Zusammensetzung der Zönosen gezielt im Hinblick auf die ökologischen Merkmale der Habitatpräferenzen und Nahrungsgilden, um dadurch die potenziellen Wirkungen der Beetle Banks bezüglich Habitatwert und Pflanzenschutzrelevanz differenzierter einordnen zu können.

#### 6.2.4 Artendiversität in Abhängigkeit der Entfernung zur Randstruktur

Um potenzielle Auswirkungen von Beetle Banks auf die Aktivität und Einwanderung von Laufkäfern in angrenzende Ackerflächen abzuschätzen und mögliche räumliche Muster zu erkennen, wurde die Verteilung der Individuendichten in Abhängigkeit von der Entfernung zur Randstruktur (5 m, 25 m und 45 m) untersucht. Grundlage der Analyse war die Hypothese, dass mit zunehmender Entfernung zur Randstruktur die Diversität der Laufkäfer im Acker abnimmt. Dies wurde anhand der erfassten Artenzahl sowie der Individuendichten je Entfernungsstufe deskriptiv ausgewertet.

Bezüglich der Artenvielfalt lässt sich die Hypothese für Beetle Banks bestätigen: In den meisten Jahren zeigte sich ein klar abnehmender Trend der Artenzahl mit zunehmender Entfernung. An den Kontrollsäumen hingegen war dieses Muster nicht eindeutig erkennbar. Beide Randstrukturen wiesen im Mittel der Jahre erhöhte Aktivitätsdichten in unmittelbarer Nähe (5 m) auf. Bei den Beetle Banks war jedoch nur in einem Jahr ein leicht abnehmender Trend festzustellen; insgesamt zeigte sich eher eine schwankende oder gleichmäßige Verteilung. An den Kontrollsäumen hingegen war für zwei Jahre ein abnehmender Trend sichtbar, wobei hier ein deutlicher Rückgang der Aktivitätsdichte nur in einem Jahr (M 2021) mit insgesamt hohen Individuendichten beobachtet wurde. Dieser Effekt ging vor allem auf den Rückgang zweier dominanter Arten zurück: *Anchomenus dorsalis* und *Poecilus cupreus*.

Da die Unterschiede zwischen den Entfernungsstufen sowie zwischen den Randstrukturen häufig gering ausfielen und deutlichen jährlichen sowie artspezifischen Schwankungen unterlagen, kann die Hypothese lediglich in ihrer Tendenz bestätigt werden: An Beetle Banks war die Artenvielfalt tendenziell in Randnähe erhöht, während an Kontrollsäumen vereinzelt höhere Aktivitätsdichten – insbesondere einzelner häufiger Arten – im Randbereich festgestellt wurden.

Eine differenzierte Bewertung dieses Musters wird dadurch erschwert, dass in der vorliegenden Untersuchung keine Unterscheidung zwischen im Feld und am Rand überwinternder Laufkäferarten vorgenommen wurde. In früheren Studien wurde beschrieben, dass Beetle Banks als Überwinterungshabitat für randgebundene Arten fungieren und diese Arten im Frühjahr verstärkt in angrenzende Ackerbereiche einwandern. Dieses Phänomen wurde durch eine erhöhte Aktivität randüberwinternder Prädatoren im nahen Randbereich von Beetle Banks zum angrenzenden Acker im Frühjahr beschrieben; im weiteren Jahresverlauf verteilte sich die Aktivität zunehmend gleichmäßiger über die Ackerfläche (Thomas et al. 1991; Collins et al. 2002; Tillmann et al. 2012). Da, wie schon angemerkt, die erhöhte Diversität an

Beetle Banks nur auf sehr selten erfasste Arten (Individuanteil an Gesamtfänge unter 1 %) umfasste, ist diese leicht erhöhte Diversität an Beetle Banks nicht als gefördert durch diese Randstrukturen robust zu bewerten.

Ein positiver Effekt in Form erhöhter Laufkäferdichten im nahen Randbereich der Beetle Banks konnte nicht nachgewiesen werden. Möglicherweise hätte eine getrennte Auswertung nach Überwinterungstypen die Einwanderung randüberwinternder Arten in 5 m Entfernung deutlicher sichtbar gemacht. Erhöhte Dichten dieser Arten könnten sowohl von den Beetle Banks als auch von den Kontrollsäumen ausgegangen sein. Da jedoch feldüberwinternde Arten tendenziell gleichmäßiger über die Ackerflächen verteilt (Holland et al. 2009; THOMAS et al. 2000), könnte deren Präsenz eine mögliche Randbindung der randüberwinternden Arten in der Gesamtdarstellung der Dichteverteilung überlagert und somit verdeckt haben.

Im nächsten Abschnitt steht die Analyse der Habitatpräferenzen im Mittelpunkt. Sie ermöglicht Rückschlüsse auf den Habitatwert und die naturschutzfachliche Bedeutung von Beetle Banks insbesondere für Arten, die nicht an Ackerstandorte angepasst sind.

### 6.2.5 Habitatpräferenzen der ackeruntypischen Arten

In diesem Kapitel steht die Erfassung ackeruntypischer Arten im Fokus, um beurteilen zu können, ob Beetle Banks als spezielles Überwinterungshabitat innerhalb eines Ackers im Vergleich zu herkömmlichen Feldsäumen einen stärkeren positiven Einfluss auf die Diversität und Aktivität für die Agrarlandschaft besonderer Arten ausüben können. Hierfür wurde folgende Hypothese aufgestellt: Im Acker angrenzend an Beetle Banks ist der Anteil sowie die Diversität ackeruntypischer Laufkäferarten höher als im Acker angrenzend an herkömmliche Feldsäume.

Als ackeruntypisch sind jene Arten kategorisiert worden, die gemäß der GAC (2009) weder einen Schwerpunkt noch ein Hauptvorkommen in Äckern aufweisen. Diese Einteilung stammt aus einer durch Ralph Platen modifizierten Datenbank (Platen 2024, unveröffentlicht, Stand 12.07.24). Zur Prüfung der Hypothese wurden die Individuenanteile sowie die Aktivitätsdichten der Habitatpräferenzen ackeruntypischer Arten je Untersuchungsfläche deskriptiv verglichen. Die Alpha-Diversität wurde anhand der erfassten Anzahl der Habitatpräferenzen je Untersuchungsfläche bestimmt, dabei wurde teilweise eine zusammengefasste sowie eine differenzierte Kategorisierung der Präferenzen verwendet (s. Kapitel 4.3.4).

Insgesamt machten die ackeruntypischen Laufkäferarten in den untersuchten Winterweizenäckern nur einen sehr geringen Anteil der Gesamtfänge aus (3,6%). Ein anteiliger Vorteil der Aktivitätsdichte zugunsten der Beetle Banks zeigte sich lediglich in einem

Jahr (2021) im Juni in Zernikow (siehe Abb. 9). Dieser Effekt ließ sich in den übrigen Standort-Jahren nicht bestätigen. Eine belastbare Interpretation wird dabei durch die sehr geringen Fangzahlen in Mariaburghausen (55 Individuen) erschwert. In Zernikow wurden hingegen insgesamt 400 ackeruntypische Individuen erfasst, jedoch mit einer stark uneinheitlichen Verteilung in Bezug auf Strukturtyp und Untersuchungsjahr.

Bezüglich der Diversität ergab sich folgendes Bild: Die zusammengefasste Kategorisierung der Habitatpräferenzen lässt keine Unterschiede in der Diversität ackeruntypischer Arten zwischen den Strukturen erkennen. Die differenzierte Kategorisierung hingegen zeigt geringe Unterschiede, dabei liegt die Diversität an Kontrollsäumen leicht höher (siehe Tab. 7).

Da ackeruntypische Arten insgesamt nur in geringem Umfang und mit schwankender Verteilung erfasst wurden, lässt sich weder eine erhöhte Aktivität noch ein positiver Einfluss der Beetle Banks auf die Diversität dieser Arten in der Ackerzönose bestätigen.

Thiele (1977) sowie Holland & Luff (2002) beschreiben, dass in Agrarlandschaften – insbesondere innerhalb von Äckern – typischerweise eine stark ackergeprägte Zönose vorherrscht, während seltene, naturschutzrelevante Arten mit speziellen Umweltansprüchen eher selten anzutreffen sind. Vor diesem Hintergrund ist das Ergebnis ähnlicher Alpha-Diversität der Habitatpräferenzen in Winterweizenäckern angrenzend an Beetle Banks und Kontrollsäume, die insgesamt strukturell Ähnlich aufgebaut sind, nicht überraschend.

#### 6.2.6 Beta-Diversität und Zusammensetzung der ackeruntypischen Arten

Zur Überprüfung der Hypothese, dass sich die Zusammensetzung der Habitatpräferenzen der nicht ackerpräferierenden Arten zwischen an Beetle Banks und an Kontrollfeldsäume angrenzenden Äckern unterscheidet, wurden Maßzahlen der Beta-Diversität sowie eine qualitative Darstellung der Habitatpräferenz-Verteilung mithilfe eines Venn-Diagramms (s. Abb. 10) herangezogen und deskriptiv analysiert.

Die Beta-Diversitätsmaße zeigen eine relativ hohe Ähnlichkeit der Zönosestruktur für diese Artengruppe an (s. Tab. 8). Jedoch ist aufgrund der sehr geringen Fangzahlen eine belastbare Interpretation dieser Maßzahlen nicht möglich, da entsprechende Indizes stark auf kleine Stichprobengrößen reagieren (Schroeder & Jenkins 2018). Qualitativ betrachtet waren ebenfalls keine deutlichen Effekte durch die Strukturtypen abzuleiten: Von insgesamt 17 erfassten Habitatpräferenzen wurde nur eine exklusiv an Beetle Banks und drei an Kontrollsäumen festgestellt. Diese Arten waren jeweils mit nur 1–3 Individuen und ausschließlich in einzelnen Standort-Jahren erfasst worden. Dabei wurde an der Beetle Bank die Habitatpräferenz AFO (azidophiler Laub- und Nadelwälder und Forst) erfasst. In den

Kontrollflächen wurden die Habitatpräferenzen FEN (nährstoffarme Niedermoore und Kleinseggensümpfe) in Zernikow sowie IDU (Binnendünen mit artenarmer Initialvegetation) und IFO (Vorwälder und offene Strukturen in Wäldern [Schlagfluren, Säume und Lichtungen], unter anderem Hecken) in Mariaburghausen festgestellt. Die Lebensraumansprüche dieser nur sporadisch erfassten Arten in den Bodenfallen sind aufgrund der hohen Zufallswahrscheinlichkeit nicht durch die besonderen Habitat-Charakteristika der Beetle Banks oder Kontrollflächen zu erklären. Es könnten ebenfalls lokal bedingte, besondere Bodenverhältnisse – wie trockene, sehr sandige oder feuchte Stellen im Acker – oder andere umliegende Landschaftsstrukturelemente (z. B. Hecken, Gewässer, ...) für ihre punktuelle Erfassung im Acker eine Rolle gespielt haben. Die Hypothese kann somit nicht bestätigt werden.

### 6.2.7 Ackeruntypische Arten in Abhängigkeit der Entfernung zur Randstruktur

Abschließend wurde geprüft, ob sich eine Randbindung der ackeruntypischen Arten im Acker angrenzend an die Beetle Banks und Feldsäume erkennen lässt.

Gemäß der aufgestellten Hypothese sollte der Anteil der Ackerarten mit zunehmender Entfernung zur Randstruktur ansteigen, während der Anteil nicht ackerpräferenzender Arten abnimmt. Zur Überprüfung wurden die Individuenanteile nach Habitatpräferenzen je Distanzstufe deskriptiv ausgewertet.

Hinsichtlich der Entfernung zur Randstruktur verteilten sich die ackeruntypischen Arten über die verschiedenen Distanzstufen hinweg teilweise gleichmäßig und zeigten sowohl leicht absteigende als auch ansteigende Tendenzen mit zunehmender Entfernung zum Rand für einzelne Jahre. Auch in diesem Zusammenhang schränken die geringen Fangzahlen – insbesondere in Mariaburghausen – die Aussagekraft der Ergebnisse ein, sodass sich für beide Randstrukturen keine deutliche Randbindung der ackeruntypischen Arten zeigte.

Insgesamt ist daher darauf zu schließen, dass die Hypothesen aufgrund der geringen Fangzahlen ackeruntypischer Arten und schwankender Trends nicht bestätigt oder nur begrenzt beantwortet werden können. Die beobachtete erhöhte Artendiversität im angrenzenden Acker lässt sich nicht eindeutig auf eine verbesserte Habitatstruktur der Beetle Banks gegenüber Feldsäumen zurückführen – in besonderer Betrachtung der ackeruntypischen Arten – weil die Effekte der Randstrukturen auf die Laufkäferzönosen zu gering oder mit der gewählten Methodik nicht erfassbar waren.

Die in dieser Untersuchung nachgewiesenen Arten mit ackeruntypischen Habitatpräferenzen – obgleich sie zur strukturellen Artenvielfalt beitragen – machten nur einen sehr geringen Anteil

der Gesamtfänge und somit an der Gesamtdiversität der stark ackergeprägten Zönosen aus. Vor diesem Hintergrund sind die erfassten ackeruntypischen Arten im Hinblick auf die Wirkung von Beetle Banks für die biologische Schädlingsregulation im angrenzenden Acker als wenig bedeutsam einzustufen.

Die Zusammensetzung der Laufkäferzönosen in Agrarlandschaften ist generell stark durch ackerassoziierte Arten geprägt. Bereits Thiele (1977) sowie Holland & Luff (2002) betonen, dass in intensiv bewirtschafteten Landschaften meist eurytope Arten, welche anpassungsfähig sind und verschiedene Habitate besiedeln können, dominieren, während spezialisierte oder Arten mit engen Habitatansprüchen selten auftreten. Diese generelle Tendenz wurde auch im Rahmen des vorliegenden Versuchs bestätigt. Denn ackeruntypische Arten traten insgesamt nur in sehr geringem Umfang in den untersuchten Winterweizenflächen auf.

Rischen et al. (2021) stellten fest, dass einfache Feldsäume eine vergleichbare Wirksamkeit bei der Förderung der Käferdiversität aufweisen wie blütenreiche Stilllegungsflächen oder dauerhafte Grünlandbrachen. Auch in der vorliegenden Untersuchung deuten die Ergebnisse – ebenso wie Hinweise aus der Literatur – darauf hin, dass Beetle Banks in Bezug auf ihre Habitatqualität und Förderleistung ähnliche Effekte auf die Laufkäferdiversität entfalten wie herkömmliche grasige Feldsäume. Diese Einschätzung wird durch Thomas (2001) gestützt, die in ihrer vergleichenden Studie ebenfalls keine signifikant höhere Diversität oder Aktivitätsdichten innerhalb von Beetle Banks im Vergleich zu anderen Feldrändern sowie auch bezüglich der Einwanderungseffekte in angrenzenden Acker feststellen konnte.

Vor diesem Hintergrund erscheint es plausibel, die Beetle Bank in die Reihe ökologisch wirksamer Stilllegungsmaßnahmen einzuordnen. Nicht die spezifische Ausgestaltung – ob Feldsaum, Blühfläche, Grünlandbrache oder Beetle Bank – ist allein entscheidend, sondern das Vorhandensein unbewirtschafteter, unterschiedlich strukturierter Rand- bzw. Brachflächen. Diese ergänzen sich funktional, indem sie unterschiedliche Artengemeinschaften fördern und so gemeinsam zur Biodiversität auf Landschaftsebene beitragen. Die in der Studie von Rischen et al. (2021) untersuchten Feldränder waren grasige, einfach strukturierte Saumstreifen an konventionell bewirtschafteten Ackerflächen – teils an Raps-, teils an Weizenfeldern gelegen – und damit in Struktur, Vegetation und Lage weitestgehend vergleichbar mit den in der vorliegenden Untersuchung verwendeten Kontrollfeldsäumen sowie den von Thomas (2001) beschriebenen einfachen grasigen Feldrändern ohne Gehölzelemente. Beprobt wurden von Rischen et al. (2021) jedoch die jeweiligen Lebensräume selbst, mit Fokus auf den Vergleich der Käfergemeinschaften zwischen unbewirtschafteten Strukturen (Feldränder, Blühflächen, Grünlandbrachen) und bewirtschafteten Ackerflächen. Die Käferzönosen in angrenzenden Äckern und das schließen

auf eingewanderte Käfer aus den Stilllegungsstrukturen wurden in der Studie jedoch nicht betrachtet.

Im Kontext dieser Arbeit lässt sich nun festhalten: Beetle Banks zeigten im Vergleich zu herkömmlichen Feldsäumen keine deutlich stärkere Förderung ackeruntypischer Arten in den angrenzenden Ackerflächen. Gleichwohl wäre es zu kurz gegriffen, daraus auf eine grundsätzliche Wirkungslosigkeit dieser Strukturmaßnahme zu schließen. Vielmehr bestätigen die Ergebnisse einen bereits vielfach beschriebenen Befund: Die Artenvielfalt und der Naturschutzwert innerhalb bewirtschafteter Ackerflächen sind insgesamt begrenzt, da hier vorrangig eurytope, ackerassoziierte Arten dominieren. Die ökologische Bedeutung von Randstrukturen wie Beetle Banks, Blühstreifen oder grasigen Feldsäume liegt somit weniger in der Einwanderung seltener Arten in angrenzende Ackerflächen, sondern vielmehr in ihrer Funktion als eigenständige Lebensräume mit höherer Diversität, erhöhtem Naturschutzwert und taxonomisch differenzierten Zönosen und tragen so zur Artenvielfalt im Agrarlandschaftskontext bei. Diese Wirkung entfalten sie vor allem innerhalb der Strukturen selbst und nicht zwangsläufig oder nur begrenzt in die benachbarten Ackerflächen hinein.

In dieser Arbeit wurden lediglich ackeruntypische Arten betrachtet; eine gezielte Auswertung gefährdeter oder besonders schutzwürdiger Arten war nicht Bestandteil der Untersuchung. Für eine differenziertere naturschutzfachliche Bewertung wäre dies jedoch eine sinnvolle Ergänzung. Dabei stellt sich auch die Frage, wie mögliche Feineffekte im Vorkommen ackeruntypischer und naturschutzrelevanter Arten zuverlässiger erfasst werden können – etwa durch angepasste Erhebungsmethoden und größere Fangumfänge, um seltene Arten gezielter nachzuweisen.

#### 6.2.8 Alpha- und Beta-Diversität der Nahrungsgilden

Um zu prüfen, ob Beetle Banks im Vergleich zu herkömmlichen Feldsäumen eine stärkere Förderung diverser Nahrungsgruppen sowie pflanzenschutzrelevanter Artengruppen bewirken, wurde folgende Hypothese aufgestellt: Im Acker angrenzend an die Beetle Bank ist die Diversität der Nahrungsgilden sowie der Anteil pflanzenschutzrelevanter Laufkäfer höher als im Acker angrenzend an einen Feldsaum. Die deskriptive Analyse erfolgte auf Grundlage der Anzahl und der Individuenanteile, differenziert nach Nahrungsgilden gemäß Bilde & Toft (2002): Insektenfresser (GIN), Fleischfresser (GCA) und Gemischtköstler (MIX) sowie ergänzend – jedoch in dieser Arbeit nicht als pflanzenschutzrelevant eingestuft – Pflanzenfresser (GRA).

Der Anteil pflanzenschutzrelevanter Nahrungsgilden bildete sowohl an den Beetle Banks als auch an den Kontrollflächen den überwiegenden Teil der Laufkäferzönosen, ohne deutliche jährliche sowie saisonale (Fangzeiträume: Mai und Juni) Unterschiede zwischen den Strukturen (s. Abb. 13). In den Winterweizenäckern ließ sich kein Vorteil der Beetle Banks gegenüber den Kontrollsäumen nachweisen. Zwar wurden absolut mehr Individuen an den Kontrollflächen gefangen, im Verhältnis blieb der Anteil pflanzenschutzrelevanter Arten jedoch ähnlich. Eine Ausnahme stellte das trockene Jahr 2022 in Mariaburghausen dar, in dem der Anteil pflanzenschutzrelevanter Nahrungsgilden an den Beetle Banks, insbesondere im Mai, höher ausfiel als an den Kontrollsäumen. Diese Beobachtung ist jedoch nicht verallgemeinbar und eher auf stark aggregierte Ausprägungen einzelner Arten und Witterungseinflüsse zurückzuführen.

Bezüglich der Alpha-Diversität, gemessen an der Anzahl der Nahrungsgilden, zeigten sich ebenfalls über die Jahre hinweg an beiden Randstrukturen weitestgehend identische Werte. Die Hypothese, dass sich durch die Art der Beetle Banks ein positiver Einfluss auf die Laufkäferdiversität sowie auf den Anteil polyphager, generalistischer Prädatoren mit Potenzial für den Pflanzenschutz ableiten lässt, konnte somit nicht bestätigt werden.

Insgesamt bestätigt sich damit das bereits eingangs beschriebene Bild: In den Winterweizenflächen angrenzend an Beetle Banks und Kontrollsäume dominierten erwartungsgemäß polyphage, generalistische Laufkäferarten mit potenzieller Bedeutung für die biologische Schädlingsregulation (Bilde & Toft 2002; Holland & Luff 2002). Ein Unterschied im Vorkommen dieser pflanzenschutzrelevanten Gilden zwischen den beiden Randstrukturen konnte im angrenzenden Acker jedoch nicht festgestellt werden.

Möglicherweise blieben bestehende Unterschiede unentdeckt – sei es aufgrund geringer Effektstärken (beispielsweise durch geringe Beuteverfügbarkeit/Schädlingsaufkommen in allen Untersuchungsjahren und -flächen) oder einer zu groben funktionellen Einteilung der Arten in Nahrungsgilden.

### 6.2.9 Beta-Diversität der Nahrungsgilden

Die weitere deskriptive Analyse untersuchte mithilfe von Beta-Diversitätsindizes mögliche Unterschiede in der Zusammensetzung der Zönosen. Die Hypothese stellte die Erwartung auf, dass sich die Nahrungsgildenzusammensetzung zwischen den Untersuchungsflächen sowie zwischen den Fangzeiträumen Mai und Juni unterscheidet. Erfasst und deskriptiv ausgewertet mithilfe von Beta-Diversitätsmaßen und qualitativer Beschreibung der Gildenverteilung der Untersuchungsflächen (s. Kapitel 4.3.5)

Die zuvor festgestellte hohe Ähnlichkeit der Ackerzönosen angrenzend an Beetle Banks und Kontrollfeldsäume spiegelt sich ebenfalls in den Beta-Diversitätswerten wider, die nahezu identische Zönosen belegen (s. Tab. 12). Auch qualitativ zeigen sich nur minimale Unterschiede: Insgesamt wurden 9 Nahrungsgilden erfasst, dabei traten nur einzelne Gilden sehr selten erfasster Arten standortspezifisch exklusiv auf. Ein Teil der Hypothese konnte damit nicht bestätigt werden. Darüber hinaus lässt sich auf quantitativer, wie auf qualitativer Ebene kein nennenswerter Effekt der Beetle Banks auf die Laufkäferdiversität erkennen.

#### 6.2.10 Zusammensetzung der Nahrungsgilden nach Fangzeitraum und Entfernungsstufen

Um die Hypothese hinsichtlich möglicher Tendenzen und Unterschiede der zeitlichen Aktivität im Frühjahr zu untersuchen, wurde eine vertiefende Analyse der Zusammensetzung der vier häufigsten Nahrungsgilden je Strukturtyp und Fangzeitraum durchgeführt. Dabei wurden die relativen Anteile an der Gesamtaktivitätsdichte sowie absolute Individuenanzahlen der Gilden je Struktur deskriptiv verglichen (siehe Kapitel 3.3.3 und 3.3.4.).

Im Rahmen dieser Untersuchung stellte sich außerdem die Frage, ob sich Unterschiede in der Laufkäferaktivität in Abhängigkeit von der Entfernung zur Randstruktur zwischen den Flächen an Beetle Banks und Kontrollfeldsäumen erkennen lassen. Zu diesem Zweck wurden die relativen Gildenanteile sowie die absoluten Individuenzahlen entlang der Entfernungsstufen (5 m, 25 m und 45 m) deskriptiv ausgewertet, um folgende Hypothese zu prüfen: Die Verteilung der Nahrungsgilden ist in Abhängigkeit von der Entfernung zur Randstruktur unterschiedlich. Im Folgenden wird diskutiert, ob fördernde Effekte durch die Beetle Bank in Abhängigkeit des Fangzeitraums oder der Entfernung zur Randstruktur auf bestimmte Nahrungsgilden und häufige Arten abzuleiten sind. Aus der Literatur werden dabei die Überwinterungsstrategien häufig erfasster Arten sowie ihre Bedeutung für die Schädlingsregulation durch artspezifisches Prädationsverhalten einbezogen.

Für die Gilde der Gemischtköstler (MIX) zeigten sich im Mittel der Jahre im Mai höhere Anteile im Acker angrenzend an Beetle Banks im Vergleich zu den Kontrollflächen. Dies deutet darauf hin, dass Beetle Banks eine förderliche Wirkung auf die erfassten Gemischtköstler-Arten im zeitigen Frühjahr (Mai) haben könnten. Auch im Juni blieb der Anteil der MIX-Arten an den Beetle Banks vergleichsweise hoch, wenn auch geringer als an den Kontrollsäumen. Diese Tendenz wurde maßgeblich durch das häufige Auftreten von *Trechus quadristriatus* beeinflusst – einer im Feld überwinternden Art, die als adultes Tier überwintert und zu den Gemischtköstlern zählt. Den Ergebnissen zufolge wies diese Art im Juni deutlich höhere Aktivitätsdichten auf, was zeitlich mit ihrer Brutzeit im Sommer zusammenfällt (Holland & Luff

2002). Thomas et al. (2000) beschrieben ähnliche Aktivitätsmuster in Abhängigkeit von der Überwinterungsstrategie anhand eines Feldversuchs in einem Winterweizenacker. Die Bodenfallen wurden entlang eines Transekts aufgestellt, das von einer Seite des Feldes an eine Beetle Bank und auf der gegenüberliegenden Seite an eine Hecke grenzte. Es zeigte sich, dass feldüberwinternde Arten erst später, ab Anfang Juni, in hoher, aggregierter Anzahl in den Ackerflächen erfasst wurden. Im Gegensatz dazu wurden randüberwinternde Arten häufig bereits im April oder Mai beim Einwandern in angrenzende Äcker beobachtet – in Form einer „Einwanderungswelle“ aus den Randstrukturen, deren Aktivität sich im weiteren Jahresverlauf zunehmend gleichmäßiger über die Ackerfläche verteilte.

Für die Gilde der Gemischtköstler wurde ein leichter Anstieg der Individuenzahlen mit zunehmender Entfernung zur Feldrandstruktur sichtbar. Diese Verteilung wurde ebenfalls maßgeblich durch *T. quadristriatus* geprägt und die höheren Dichten im Feldinneren spiegeln die Unabhängigkeit von Randstrukturen dieser im Feld überwinternden Art wider. Da diese Art vermutlich nicht durch Randstrukturen beeinflusst wird, sondern primär in der Ackerfläche überwintert und aktiv ist, verzerrt ihr massenhaftes Auftreten die Interpretation des tatsächlichen Effekts der Beetle Banks auf die MIX-Gilde und müsste für eine gezielte Analyse der Randstrukturwirkung auf die Zusammensetzung von Laufkäferzönosen im angrenzenden Acker gesondert betrachtet oder ausgeschlossen werden. Um diese Vermutung der Unabhängigkeit von im-Feld-Überwinterern und Randstrukturen zu prüfen, wäre es interessant zu untersuchen, ob *T. quadristriatus* ebenfalls in hohen Dichten in den Feldrändern oder Beetle Banks überwinterte. Da für diese Auswertung keine Winterbodenproben einbezogen wurden, bleibt diese Frage offen.

Im Mittel der Jahre zeigen die Ergebnisse, dass die Beetle Bank – unabhängig von der stark dominierenden Verteilung von *T. quadristriatus* – eine förderliche Wirkung auf die anteilige Verteilung der Gemischtköstler im Mai und möglicherweise auch im Juni haben könnte. Bezüglich dessen waren die Unterschiede zwischen den Strukturen hinsichtlich der absoluten Individuenanzahlen nicht sehr deutlich. Dies deutet insgesamt auf eine ähnliche Wirkung von Beetle Banks und Feldsäume hin.

Neben *T. quadristriatus* wurden auch die zur MIX-Gilde zählenden Arten *Harpalus affinis*, *Calathus fuscipes* und *Pterostichus melanarius* in relativ hohen Anzahlen erfasst. *Harpalus affinis* ist eine der wenigen Arten, welche mit einem Verbreitungsschwerpunkt an Beetle Banks erfasst wurde, unabhängig vom Fangzeitraum. Obwohl *H. affinis* in Randbereichen überwintert – sowohl als Larve als auch als adultes Tier – und im Frühjahr in angrenzende Kulturflächen migriert (Holland & Luff 2002), zeigten die Aktivitätsdichten entlang der Entfernungsstufen keine klare Randbindung. Dies könnte darauf zurückzuführen sein, dass eine verstärkte

Einwanderung aus den Randstrukturen in 5 m Entfernung aufgrund der begrenzten Anzahl von sechs Fallen pro Untersuchungsfläche und Distanzstufe möglicherweise nicht ausreichend erfasst wurde. Alternativ könnte ein zeitlich gestaffelter Schlupf larval und adult überwinternder Individuen (Holland & Luff 2002) dazu geführt haben, dass ihre räumliche Aktivität im angrenzenden Acker nur eingeschränkt abbildbar war. Zusätzlich wäre eine separate Betrachtung der Fangzeiträume wichtig, um ggf. eine Randbindung dieser Art im zeitigen Frühjahr (Mai) erkennen zu können.

Auch wenn ein förderlicher Einfluss der Beetle Banks auf *H. affinis* naheliegt, spielt diese Art für die biologische Schädlingsregulation im speziellen eher eine untergeordnete Rolle, da sie sich hauptsächlich von Unkrautsamen und nur gelegentlich von Blattläusen und Zweiflüglern ernährt (Sunderland et al. 1995).

Für *Calathus fuscipes* (randüberwinternd nach Heydemann et al. 1990) war eine tendenzielle Randbindung erkennbar, während *Pterostichus melanarius*, im Einklang mit der Überwinterungsform als im Feld überwinternde Art (Holland & Luff 2002) gleichmäßig über die Entfernungsstufen verteilt war. Beide Arten traten unabhängig vom Fangzeitraum in der Summenbetrachtung beider Jahre in ähnlicher Individuenzahl an beiden Randstrukturen auf, mit einer leichten Tendenz zugunsten der Kontrollsäume.

Für die Gilde der Gemischtköstler weist dies insgesamt – unter Berücksichtigung witterungsbedingter und artspezifischer Einflüsse – insbesondere bezüglich der Überwinterungsstrategien der Arten – auf eine vergleichbare Wirkung von Beetle Banks und Feldsäumen hin. Dies gilt umso mehr, da nur vereinzelt Tendenzen einer Randbindung randtypischer Arten oder Unterschiede zwischen den Strukturen in Bezug auf die Fangzeiträume erkennbar waren.

Für die Gilde der Insektenfresser (GIN) zeigten sich widersprüchliche Ergebnisse: Die relativen Anteile und absoluten Individuenzahlen folgten unterschiedlichen Mustern, stark beeinflusst durch hohe MIX-Anteile – insbesondere *T. quadristriatus* an den Kontrollsäumen. Die häufigsten GIN-Arten, *Anchomenus dorsalis* und *Poecilus cupreus*, traten in feuchten Jahren mit erhöhten Dichten auf, mal mit Vorteil an Kontrollsäumen, mal an Beetle Banks, vor allem im Juni. *Brachinus crepitans* zeigte nur in einem Jahr relativ hohe Dichten an einer Beetle Bank im Mai, wurde allerdings nur am Standort Mariaburghausen erfasst. Insgesamt deuten die Ergebnisse auf artspezifische Unterschiede und deutliche jährliche Schwankungen hin, u.a. bedingt durch Witterungseinflüsse. Eine klare Förderung der GIN-Gruppe durch Beetle Banks war weder im Mai noch im Juni zu erkennen; vielmehr zeigte sich ein leichter Vorsprung an Kontrollsäumen.

Insgesamt ist eine Randbindung dieser Gilde an Beetle Banks als auch in den Kontrollflächen erkennbar. Höhere Aktivitätsdichten zweier häufiger Arten – *P. cupreus* und *A. dorsalis* –

verdeutlichen die abnehmende Tendenz vom Rand zur Feldmitte an den Kontrollsäumen. *B. crepitans* trat in einem Jahr punktuell in hoher Anzahl an der Beetle Bank auf. Die Verteilungsmuster sind artspezifisch und unterliegen deutlichen jährlichen Schwankungen. Abgesehen von den insgesamt höheren Dichten an den Kontrollsäumen war die räumliche Verteilung entlang der Entfernungsstufen an Beetle Banks und Kontrollsäumen vergleichbar.

*B. crepitans* gilt als randgebundene Art, die von extensiv genutzten Landschaftselementen wie Hecken, Brachflächen und Saumstrukturen profitiert (Brunk & Kielhorn 2008; Seidl et al. 2020). Die Entwicklung der Art ist eng an das Vorkommen ihrer Wirtsarten gebunden, da sich die Larven als Ektoparasiten an Puppen anderer Käfer entwickeln (Saska & Honek 2004). Entsprechend unterliegt die saisonale Aktivität von *B. crepitans* vielen biotischen Einflussfaktoren. Eine Förderung dieser Art durch Beetle Banks wäre nur dann möglich, wenn auch die entsprechenden Wirtsarten durch die Struktur begünstigt werden. Den Ergebnissen zufolge kann diese Art trotz ihrer entwicklungs-biologischen Abhängigkeit von Wirtsarten bereits früh im Jahr (Mai) im angrenzenden Acker aktiv sein. *B. crepitans* wurde ausschließlich in Mariaburghausen erfasst, was im Einklang mit ihrer Präferenz für kalkreiche und lehmige Böden steht und in Norddeutschland selten vorkommt (Brunk & Kielhorn 2008). In beiden Erfassungsjahren trat sie dort an Beetle Banks verstärkt in 5 m Entfernung auf, während sie an den Kontrollflächen nur vereinzelt nachgewiesen wurde. Dies deutet auf einen möglichen fördernden Effekt durch Beetle Banks hin – bei insgesamt geringen Fangzahlen und begrenzter Aussagekraft aufgrund weniger Vergleichsjahre. Nach Sacco-Martred de Prévile et al. (2024) zeigen Vertreter der Gattung *Brachinus* im Frühjahr Hinweise auf die Aufnahme sowohl von Blattläusen als auch Schnecken – jedoch eher im Rahmen ergänzender Nahrungsaufnahme. *B. crepitans* scheint aufgrund der insgesamt geringen erfassten Aktivitätsdichten im Rahmen dieser Untersuchung eine eher kleine Rolle für die Schädlingskontrolle zu spielen. Aufgrund ihrer spezifischen Ökologie könnte diese Art naturschutzfachlich relevant sein – insbesondere im Kontext von Untersuchungen zur Habitatwirkung in Agrarlandschaften (Brunk & Kielhorn 2008).

*Anchomenus dorsalis* (Syn.: *Argonum dorsale*, *Platynus dorsalis*) überwintert als Puppe oder Imago in Randstrukturen und ist dadurch bereits ab April zur Frühjahrsbrut aktiv (Holland & Luff 2008). Höhere Dichten an Beetle Banks waren im Mai nicht feststellbar; ein Vorsprung der Beetle Banks zeigte sich im Juni lediglich in einem Jahr. Die Art gilt als bodenaktiver Blattlauspezialist mit hoher Prädationsleistung bei starkem Blattlausaufkommen und wird als besonders wirksam in der biologischen Kontrolle eingestuft (Sunderland 1975). In der vorliegenden Untersuchung war *A. dorsalis* eine häufige Art mit insgesamt leicht höheren Dichten an Kontrollsäumen. Eine Randbindung zeigte sich in einzelnen Jahren – einmalig leicht an einer Beetle Bank und einmal deutlich an einem Kontrollsaum. Daraus lässt sich

schließen, dass die Beetle Bank für diese bedeutende pflanzenschutzrelevante Art weder in Randnähe noch in den verschiedenen Fangzeiträumen einen deutlich fördernden Effekt hatte – die Unterschiede fielen jedoch insgesamt eher gering aus, so scheinen Beetle Banks und Feldsäume diese Art in ähnlichem Maße zu begünstigen.

Nach Chiverton (1988) zählt *Poecilus cupreus* zu den bedeutenden Prädatoren von Getreideblattläusen. Die Art zeigt ein auffälliges Suchverhalten, indem sie befallene Getreidepflanzen sogar aktiv beklettert. Unter kontrollierten Bedingungen frisst ein adultes Tier bis zu 125 flügellose Blattläuse pro Tag. Zusätzlich werden auch Eier, Puppen und Larven anderer Insekten erbeutet. Eine deutliche Randbindung war bei *P. cupreus* allerdings nur an Kontrollsäumen sichtbar. An Beetle Banks waren die Dichten über die Entfernungsstufen eher gleichmäßig verteilt. Das Phänomen einer deutlichen Randbindung oder eher gleichmäßiger Aktivität im Feld könnte darauf zurückzuführen sein, dass die Art sowohl im Feld als auch in Randstrukturen überwintern kann (Holland & Luff 2002), wodurch eine Wirkung von Ackerrandstrukturen schwer erfassbar ist. Möglich ist allerdings auch, dass die Beetle Banks in dieser Untersuchung weniger förderlich wirkten als herkömmliche Feldsäume. Da *P. cupreus* als Imago überwintert, kann die Art bereits früh im Jahr aktiv sein und erreicht ihr Populationsmaximum meist im Juni (Heydemann 1955). Auch hier zeigten sich jahresabhängige Schwankungen in den Fangzeiträumen, ohne jedoch erkennbar fördernde Effekte durch die Beetle Banks. Besonders relevant für die Blattlausregulation ist ihre Fähigkeit zum „superfluous killing“, also dem Töten von Beute ohne direkten Konsum (Lang & Gsödl 2003). Aufgrund ihrer ausgerägten Häufigkeit in mitteleuropäischen Äckern (Thiele 1977) und ihrer besonderen ökologischen Eigenschaften ist *P. cupreus* als hoch pflanzenschutzrelevant einzustufen. In dieser Untersuchung wurde jedoch keine besondere Förderung durch Beetle Banks im Vergleich zu Kontrollsäumen im angrenzenden Acker festgestellt.

Für die Vertreter der Insektenfresser ließ sich insgesamt keine fördernde Wirkung der Beetle Banks im Vergleich zu den Feldsäumen in Bezug auf die Entfernungsstufen oder Fangzeiträume erkennen. Vielmehr deuteten die Ergebnisse darauf hin, dass die Feldsäume stellenweise höhere Gesamtdichten sowie im nahen Randbereich einzelne Arten stärker fördern könnten.

Die Gilde der Fleischfresser (GCA) wurde sowohl an Beetle Banks als auch an Feldsäumen vereinzelt – anteilig sowie in absoluter Dichte – in höherer Zahl erfasst. Im Mai ließen sich tendenziell höhere Dichten an Beetle Banks, geprägt durch *Nebria brevicollis* als einzige dominante Art dieser Gilde, feststellen. Diese Art zeigte schwankende Tendenzen und nur vereinzelt eine Randbindung mit erhöhten Dichten in 5 m Distanz zu Beetle Banks. In Bezug auf Fangzeiträume und Entfernungen war ein tendenzieller Effekt erkennbar, für eine robuste

Interpretation fehlen jedoch ausreichende Vergleichsjahre, um einen Effekt der Beetle Banks auf die Aktivität dieser Art ableiten zu können.

Da *N. brevicollis* laut Holland & Luff (2002) eine typische Randart ist, eignet sie sich gut zur Prüfung des Einflusses von Randstrukturen. Entsprechend zeigen die Ergebnisse, dass diese Art tendenziell vermehrt im Randbereich an Beetle Banks auftrat. *N. brevicollis* überwintert als Larve oder Imago in Feldrändern und kann daher bereits ab April aktiv sein – den vorliegenden Ergebnissen zufolge wurde die Art möglicherweise durch Beetle Banks gefördert, da sie im Mai verstärkt erfasst worden war. *N. brevicollis* weist ein sehr breites Nahrungsspektrum auf und ernährt sich laut Sunderland & Vickerman (1980) nur in geringem Maße von Blattläusen. In Getreidekulturen wurde stattdessen ein vermehrter Konsum von Collembolen beobachtet, wodurch die Art allgemein als weniger bedeutsam für die gezielte Blattlausprädation einzustufen wäre. Eine neuere Studie zeigt jedoch, dass Vertreter der Gattung *Nebria* im Juni durch eine erhöhte Nachweisrate von Blattlaus-DNA im Darminhalt auffielen, aber Aphiden eher als Ausweichbeute und in Abhängigkeit von Beuteverfügbarkeit wählen (Sacco-Martret de Prévile et al. 2024). Gleichzeitig wurden in dieser Studie relativ geringe Individuenzahlen der Gattung *Nebria* in den Bodenfallen in der Winterweizenkultur erfasst, so schlussfolgerten die Autor\*innen einen insgesamt begrenzten Einfluss auf die Blattlauskontrolle dieser Art bzw. Gattung. Obwohl *Nebria brevicollis* in der Literatur eine eher geringe Bedeutung für die Schädlingsregulation zugeschrieben wird, wurde deutlich, dass die Art zumindest zeitweise und anteilig Blattläuse erbeutet. Wird ihre Aktivität – wie in dieser Untersuchung angedeutet – durch Randstrukturen wie Beetle Banks gefördert, könnte sie lokal einen unterstützenden Beitrag zur biologischen Schädlingskontrolle leisten.

Die eingangs formulierte Hypothese, dass sich die Verteilung der Nahrungsgilden in Abhängigkeit von der Entfernung zur Randstruktur und zwischen den Fangzeiträumen unterscheidet, kann auf Grundlage der vorliegenden Ergebnisse nur teilweise bestätigt werden. Zwar zeigten sich vereinzelt tendenzielle Häufungen einzelner Arten und Gilden im nahen Randbereich sowie schwache Unterschiede zwischen Beetle Banks und Kontrollsäumen und zwischen den Fangzeiträumen, es fehlten jedoch konsistente Muster über Jahre, Entfernungsstufen und Strukturen hinweg.

Insgesamt sprechen die schwankenden Ergebnisse für eine weitgehend vergleichbare Wirkung beider Randstrukturen auf die Gildenzusammensetzung der Laufkäfer im angrenzenden Acker. Bezüglich der Aktivitätsdichten einzelner Nahrungsgilden – insbesondere bedeutender Blattlausprädatoren wie *A. dorsalis* und *P. cupreus* – wurden tendenziell höhere Werte an den Kontrollsäumen festgestellt. Diese Unterschiede traten jedoch nicht regelmäßig auf und sind aufgrund der begrenzten Anzahl an Vergleichsjahren nicht verallgemeinerbar. Eine mögliche geringere Wirksamkeit der Beetle Banks in Bezug auf

die Förderung pflanzenschutzrelevanter Arten lässt sich daher nicht eindeutig belegen, aber auch nicht vollständig ausschließen.

### 6.2.11 Funktionale Einordnung von Beetle Banks: Wirkung auf Prädation und Bedeutung im Agrarraum

Die Einwanderung von Laufkäfern aus Randstrukturen sowie die daraus resultierende Prädationsleistung und Schädlingsregulation im angrenzenden Acker unterliegen zahlreichen Einflussfaktoren. Wie auch Holland et al. (2009) feststellen, sind Ökosystemdienstleistungen wie Prädation sowohl innerhalb als auch zwischen Feldern stark variabel und inkonsistent, da die Aktivitätsmuster bodenlebender Prädatorengemeinschaften – insbesondere von Laufkäfern – sowohl jahreszeitlich, standortabhängig als auch artspezifisch erheblich schwanken. Zwar lassen sich saisonale und räumliche Muster grundsätzlich erkennen (Thomas et al. 2000), diese sind jedoch aufgrund komplexer Wechselwirkungen aus biologischen und abiotischen Faktoren hoch variabel und schwer vorherzusagen. Vor diesem Hintergrund sind die schwankenden Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung hinsichtlich Diversität, Aktivitätsdichte und räumlicher Verteilung nicht überraschend und spiegeln vielmehr die Auswirkungen komplexer Wechselwirkungen wider, die die Laufkäferaktivität und -dynamik innerhalb agrarischer Lebensgemeinschaften maßgeblich beeinflussen.

Zwei weitere ökologische Mechanismen gelten als potenziell einschränkende Faktoren für die Wirksamkeit natürlicher Prädatoren im biologischen Pflanzenschutz: Intraguild-Prädation und das Phänomen der „Sink Habitats“. Intraguild-Prädation beschreibt, dass für den Pflanzenschutz relevante, generalistische Prädatoren nicht nur Schädlinge, sondern auch andere nützliche Räuber erbeuten können. Dieses Verhalten kann die Schädlingsprädation einer Räubergemeinschaft abschwächen und somit die Gesamteffizienz der Schädlingskontrolle mindern (Martin et al. 2015).

Zudem wurde beobachtet, dass bestimmte randgebundene Arten bevorzugt in den Randstrukturen verbleiben, da sie ggf. dort günstigere Mikroklimata, bessere Nahrungsverfügbarkeit oder Schutz vor Störungen vorfinden (Thomas et al. 2000; Holland et al. 2009). Dieses Verhalten – auch im Zusammenhang mit dem Konzept der sogenannten „Sink Habitats“ – kann dazu führen, dass eine Besiedlung des angrenzenden Ackerinneren verzögert oder gar nicht erfolgt. Dies kann die Wirksamkeit natürlicher Schädlingsregulation trotz potenzieller Förderung randüberwinternder Arten durch Beetle Banks im angrenzenden Acker einschränken (Holland et al. 2009; Wamser et al. 2011).

Holland et al. (2009) betonen, dass die Betrachtung der Aktivitätsdynamik lokaler Bereiche zwischen Rand und Acker allein nicht ausreicht, um die Wirkung von Randstrukturen umfassend zu bewerten. Gleichzeitig wird angemerkt, dass die biologische Schädlingsregulation durch die Förderung sowohl feld- als auch randüberwinternde Arten in der Agrarlandschaft unterstützt werden können. Zum einen können Rand-Überwinterer durch die Schaffung hoher Anteile geeigneter Überwinterungshabitate in der Agrarlandschaft gefördert werden, zum Beispiel durch Beetle Banks. Und zum anderen durch extensive Bewirtschaftungsformen innerhalb der Äcker. Beispielsweise durch reduzierte Bodenbearbeitung und geringere Saatkichten. Durch eine geringere Störungsintensität innerhalb der Äcker könnte die Überwinterungsrate von Feld-Überwinterern verbessert werden. Dennoch besteht weiterhin Forschungsbedarf zum Management nützlingsfördernder Maßnahmen sowie zum tieferen Verständnis der zugrundeliegenden Wirkmechanismen auf Laufkäferzönosen, um gezielt Effekte von Maßnahmen und Management zu erkennen und weiterentwickeln zu können und damit die Schädlingsregulierung durch bodenlebende Prädatoren in angrenzenden Ackerflächen gezielt zu unterstützen. Holland et al. (2009) schließen, dass die Bewirtschaftungsintensität und Strukturierung der umgebenden Landschaft, einen maßgeblichen Einfluss auf die Artenzusammensetzung und Funktionalität der Lebensgemeinschaften innerhalb lokaler Habitate hat und sollte einbezogen werden.

Für letzteres ist die Untersuchung von Rischen et al. (2021) besonders aufschlussreich: In einer intensiv genutzten Agrarlandschaft in Westdeutschland wurden Käfergemeinschaften (*Coleoptera*) in verschiedenen nicht bewirtschafteten Lebensräumen – Feldränder, Blühflächen und dauerhafte Grünlandbrachen – mit denen in angrenzenden Weizenfeldern verglichen. Die Studie zeigte, dass alle untersuchten unbewirtschafteten Habitattypen eine höhere Artenvielfalt und einen höheren Naturschutzwert aufwiesen als die intensiv bewirtschafteten Ackerflächen. Überraschenderweise unterschieden sich die einzelnen Maßnahmen nicht in der Anzahl der Arten oder gefährdeter Arten, wohl aber in der Zusammensetzung der Käfergemeinschaften. Daraus lässt sich ableiten, dass verschiedene unbewirtschaftete Strukturelemente zur Förderung der Käferdiversität in Agrarlandschaften beitragen. Auch wenn Beetle Banks teilweise weniger differenziert bepflanzt sind als artenreiche Brachen, die in der Untersuchung von Rischen et al. (2021) einen besonders förderlichen Wert zeigten, leisten diese als unbewirtschaftete Habitatstrukturen grundsätzlich einen wichtigen Beitrag zur Erhöhung der strukturellen Vielfalt in der Agrarlandschaft und können dadurch zur Stabilisierung sowie zur ökologischen Funktionsfähigkeit von Laufkäfergemeinschaften beitragen.

Darüber hinaus stellen Laufkäfer und andere bodenlebende Arthropoden eine zentrale Nahrungsgrundlage für höhertrophische Tiergruppen wie Vögel oder Niederwild dar (Thomas

et al. 2000; 2001). So können Beetle Banks weiterführend zum Erhalt der Artenvielfalt im Agrarökosystem beitragen – sowohl durch ein erweitertes Nahrungsangebot als auch durch geschützte Lebensräume. Dies unterstreicht insgesamt den Naturschutzwert von Beetle Banks ebenso wie von Feldsäumen, insbesondere im Kontext einer funktional vernetzten und ökologisch vielfältigen Agrarlandschaft.

## 7 Fazit

Die vorliegende Untersuchung leistete einen Beitrag, die Wirkung von Beetle Banks auf die Artenvielfalt und funktionale Zusammensetzung von Laufkäferzönosen in angrenzenden Winterweizenäckern im Vergleich zu herkömmlichen Feldsäumen zu untersuchen. Der zweijährige, zweistandörtliche Versuch zeigt, dass Beetle Banks in den angrenzenden Äckern im Hinblick auf die Alpha-Diversität höhere Artenzahlen förderten. Die Laufkäferzönosen wiesen jedoch keine deutlich erhöhte Aktivitätsdichte oder einen spezifischen Anstieg von für den Acker untypischer Arten oder pflanzenschutzwirksamer Arten auf. Die Beta-Diversität sowie die Analyse der Habitatpräferenzen und Nahrungsgilden zeigten weitgehend ähnliche Zönosen in den untersuchten Ackerflächen an beiden Strukturtypen. Allerdings zeigte sich bei der differenzierten Betrachtung nach Nahrungsgilde ein leicht höherer Anteil der Gilden Gemischtköstler und Fleischfresser im zeitigen Frühjahr (Mai) an Beetle Banks im Vergleich zu den Kontrollflächen.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass Beetle Banks in dieser Untersuchung als funktional wirksame, aber nicht überlegen wirksame Randstruktur gegenüber Kontrollsäumen einzustufen sind. Sie fördern typische Ackerzönosen in ähnlichem Maß, tragen zur Stabilisierung der Artenvielfalt in Agrarlandschaften bei und bieten randüberwinternden bodenlebenden Arthropodengruppen ein günstiges Überwinterungshabitat – ohne jedoch einen konsistenten Mehrwert für den Pflanzenschutz oder die Förderung seltener Arten im Acker leisten zu können. Ihr Wert liegt insbesondere in ihrer Funktion als ergänzendes Landschaftselement zur strukturellen und biologischen Diversifizierung einer ackergeprägten Landschaft.

Für die Bewertung des ökologischen Potenzials solcher Maßnahmen besteht weiterhin Forschungsbedarf: Erforderlich ist eine differenzierte Analyse geeigneter funktionaler Merkmale – unbedingt erforderlich ist die Einteilung nach Überwinterungsformen –, ein tieferes Verständnis komplexer saisonaler Dynamiken von Arthropodengruppen in Ackerhabitaten sowie der Einbezug umliegender Landschaftselemente und Strukturen, da diese die Aktivität und Diversität der Laufkäferzönosen in Agrarlandschaften maßgeblich beeinflussen.

Ein Ausblick ergibt sich aus der Einbindung der Ergebnisse in den übergeordneten Versuchsrahmen – der Dissertation von Sara Preißel (ZALF) –, in dem zusätzlich Prädationsversuche mittels Köderfallen und Ausschlussbarrieren durchgeführt wurden, parallel zu den ausgewerteten Bodenfallen-Erfassungen. Die vorliegenden Daten können künftig im Zusammenhang mit den Daten des erweiterten Versuchs ausgewertet werden, um weiterführend die pflanzenschutzrelevanz der Arthropodenzönosen zu quantifizieren sowie die

Einflussfaktoren auf die Diversität zu erkennen. Die in dieser Arbeit fokussierte, hauptsächlich deskriptive Auswertung der Diversitätsstruktur der Laufkäferzönosen ermöglicht erste Rückschlüsse auf die Wirkung von Beetle Banks und Feldrändern auf das Potenzial der Schädlingsregulierung innerhalb des größer angelegten Versuchs. Darüber hinaus können auf Basis dieser Vorgehensweise methodische Verbesserungen umgesetzt oder auf ähnliche Auswertungen mit weiteren erfassten bodenlebenden Arthropodengruppen der Untersuchung übertragen werden, z. B. auf Spinnen und Kurzflügelkäfer, um das Wirkungsspektrum von Beetle Banks umfassender bewerten zu können.

## 8 Zusammenfassung

Diese Arbeit untersucht, inwieweit Beetle Banks die Artenvielfalt und funktionelle Zusammensetzung von Laufkäferzönosen in angrenzenden Winterweizenäckern beeinflussen. Der Fokus liegt dabei insbesondere auf den Einfluss auf für Äcker untypische sowie pflanzenschutzrelevante Arten, die anhand der ökologischen Merkmale Habitatpräferenz und Nahrungsgilde differenziert betrachtet wurden. Im Rahmen eines zweijährigen Feldversuchs an zwei Standorten in Brandenburg und Bayern wurden insgesamt vier Winterweizenflächen untersucht, die jeweils an Beetle Banks sowie an herkömmliche Feldsäume als Kontrollflächen angrenzten. Die Erhebung bodenlebender Arthropoden erfolgte mittels Bodenfallen in drei abgestuften Entfernungen zur untersuchten Struktur (5 m, 25 m, 45 m). Die Auswertung dieser Arbeit konzentrierte sich auf die Wirkung der Beetle Banks auf die Laufkäferzönosen (*Carabidae*) im angrenzenden Acker und umfasste sowohl deskriptive Analysen der Alpha- und Beta-Diversität (u. a. Artenzahl und Aktivitätsdichte, Shannon-Index sowie Jaccard-, Gleason- und Renkonen-Koeffizient) als auch eine statistische Analyse der Shannon-Index- und Evenness-Werte mithilfe des Mann-Whitney-U-Tests. Ergänzend erfolgte eine qualitative Betrachtung der Zönosestruktur, insbesondere hinsichtlich artspezifischer Unterschiede sowie der Zusammensetzung in Bezug auf Habitatpräferenzen und Nahrungsgilden.

Die Ergebnisse zeigten, dass Beetle Banks im Hinblick auf die Alpha-Diversität tendenziell höhere Artenzahlen fördern können. Dabei lag die Aktivitätsdichte an Kontrollsäumen deutlich höher, was allerdings auf stark aggregiertes Vorkommen einer häufigen Art zurück zu führen war (*Trechus quadristriatus*). Beetle Banks wiesen im Vergleich zu herkömmlichen Feldsäumen eine im Mittel um neun Arten erhöhte Laufkäfer-Artendiversität auf, bei gleichzeitig ähnlicher Zusammensetzung der Artengemeinschaft in Bezug auf Habitatpräferenzen und Nahrungsgilden. Die Diversität abgebildet durch den Shannon-Index der Laufkäferzönosen aus den Äckern angrenzend an Beetle Banks zeigte in allen vier Untersuchungsjahren konstant höhere Werte gegenüber der Zönosen aus Ackerflächen an herkömmlichen Feldsäumen, hierbei waren die Effekte knapp nicht signifikant ( $p=0,0625$ ).

Die Laufkäferzönosen in den Ackerflächen wurden an beiden Strukturtypen überwiegend von ackertypischen Arten geprägt. Weder eine erhöhte Aktivitätsdichte noch ein größerer Anteil ackeruntypischer oder pflanzenschutzrelevanter Arten war erkennbar. Auch die Beta-Diversität sowie die qualitative Analyse der Habitatpräferenzen und Nahrungsgilden zeigten weitgehend ähnliche Artengemeinschaften an Beetle Banks und Kontrollsäumen. Insgesamt unterschieden sich die Beetle Banks damit nicht grundlegend von herkömmlichen Feldsäumen.

Leicht erhöhte Dichten der Gilden Gemischtköstler und Fleischfresser fielen im zeitigen Frühjahr (Mai) an Beetle Banks auf.

Entlang der Entfernungstufen ließ sich an Beetle Banks eine leichte Randbindung erkennen, während an Kontrollsäumen weder bei Diversität, Aktivitätsdichte, ackeruntypischen noch bei pflanzenschutzrelevanten Arten deutliche Muster auftraten. Die Ergebnisse verdeutlichen, dass eine differenzierte Betrachtung nach Rand- und feldüberwinternden Arten sowie getrennt nach Entfernung und Fangzeitraum erforderlich ist, da Laufkäferarten und -populationen unterschiedliche zeitlich-räumliche Aktivitätsmuster aufweisen, die unter anderem durch artspezifische Überwinterungsstrategien bedingt sind.

Die Betrachtung einzelner häufiger Arten zeigte zudem keine erhöhte Aktivitätsdichte oder frühere Einwanderung besonders pflanzenschutzrelevanter Arten wie *Anchomenus dorsalis* oder *Poecilus cupreus* an Beetle Banks im Vergleich zu Feldsäumen. Beide Strukturtypen prägten vielmehr typische Ackerzönosen, ohne dass sich eine besondere Förderung seltener, ackeruntypischer oder für den Pflanzenschutz bedeutender Arten ableiten ließ. Beetle Banks erwiesen sich, den Ergebnissen zufolge, in ihrer ökologischen Wirkung als weitgehend vergleichbar mit Feldsäumen. Eine verbesserte Schädlingsregulation oder Förderung für den Acker untypischen Arten ließ sich nicht nachweisen, jedoch trat eine bemerkenswerte Tendenz zu höherer Diversität auf.

Aufgrund der relativ geringen Zahl an Vergleichsjahren, der starken Variabilität der Ergebnisse infolge vielfältiger Umweltfaktoren und artspezifischer Ausprägungen lassen sich diese Ergebnisse nicht verallgemeinern. Grundsätzlich haben Beetle Banks als unbewirtschaftete Habitatstruktur innerhalb von Äckern das Potenzial, randgebundene bodenlebende Prädatoren und die Diversität von Laufkäfern zu fördern. Die Potenziale für den Pflanzenschutz lassen sich jedoch allein auf Basis von Bodenfallenauswertungen nur bedingt ableiten. Ihr Wert liegt insbesondere in ihrer Funktion als strukturgebendes Element zur Diversifizierung der Agrarlandschaft. Es besteht weiterer Forschungsbedarf zu den Aktivitätsdynamiken von Laufkäfern sowie anderer pflanzenschutzrelevanter Artengruppen wie Spinnen und Kurzflügelkäfern, ebenso wie zu landschaftsbezogenen Einflussfaktoren, um das ökologische Potenzial von Beetle Banks weiterführend und fundiert bewerten zu können.

# Literaturverzeichnis

- Barber, H.S. (1931): Traps for cave-inhabiting insects. *Journal of the Elisha Mitchell Scientific Society*. Volume 46. 259–266.
- Bianchi, F.J.J.A.; Booij, C.J.H.; Tscharrntke, T. (2006): Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. In: *Proceedings. Biological sciences* 273 (1595), S. 1715–1727. DOI: 10.1098/rspb.2006.3530.
- Brunk, I.; Kielhorn, K.H. (2008): Wiederfund des großen Bombardierkäfers *Brachinus crepitans* (LINNÉ, 1758) in Brandenburg (Coleoptera: Carabidae). In: *Märkische Ent. Nachr.* 10 (1). Online verfügbar unter [https://www.zobodat.at/pdf/Maerkische-Ent-Nachr\\_2008\\_1\\_0099-0103.pdf](https://www.zobodat.at/pdf/Maerkische-Ent-Nachr_2008_1_0099-0103.pdf).
- Bucher, R.; Batáry, P.; Baudry, J.; Beaumelle, L.; Čerevková, A.; La Riva, E.G. de et al. (2024): Functional diversity of ground beetles improved aphid control but did not increase crop yields on European farms. In: *Ecological Applications* 34 (8), e3035. DOI: 10.1002/eap.3035.
- Buchholz, S.; Hannig, K. (2009): Do covers influence the capture efficiency of pitfall traps? In: *Eur. J. Entomol.* 106 (4), S. 667–671. DOI: 10.14411/eje.2009.083.
- Cardoso, P.; Barton, P.S.; Birkhofer, K.; Chichorro, F.; Deacon, C.; Fartmann, T. et al. (2020): Scientists' warning to humanity on insect extinctions. In: *Biological Conservation* 242, S. 108426. DOI: 10.1016/j.biocon.2020.108426.
- Chiverton, P.A. (1988): Searching behaviour and cereal aphid consumption by *Bembidion lampros* and *Pterostichus cupreus*, in relation to temperature and prey density. In: *Entomologia Exp. Applicata* 47 (2), S. 173–182. DOI: 10.1111/j.1570-7458.1988.tb01133.x.
- Collins, K.L.; Boatman, N.D.; Wilcox, A.; Holland, J.M.; Chaney, K. (2002): Influence of beetle banks on cereal aphid predation in winter wheat. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 93 (1-3), S. 337–350. DOI: 10.1016/S0167-8809(01)00340-1.
- Collins, K. L.; Boatman, N.D.; Wilcox, A.; Holland, J.M. (2003): A 5-year comparison of overwintering polyphagous predator densities within a beetle bank and two conventional hedgebanks. In: *Annals of Applied Biology* 143 (1), S. 63–71. DOI: 10.1111/j.1744-7348.2003.tb00270.x.
- Conservation Evidence, Department of Zoology, University of Cambridge (Hrsg.) (2025). Online verfügbar unter <https://conservationevidence.com/> (Stand 16.05.2025)
- Coombes, D.S.; Sotherton, N.W. (1986): The dispersal and distribution of polyphagous predatory Coleoptera in cereals. In: *Annals of Applied Biology* 108 (3), S. 461–474. DOI: 10.1111/j.1744-7348.1986.tb01985.x.
- Duelli, P.; Obrist, Martin K.; Schmatz, D.R. (1999): Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: above-ground insects. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 74 (1-3), S. 33–64. DOI: 10.1016/S0167-8809(99)00029-8.
- Eid, M. Gollwitzer, M.; Schmitt, M. (2017): Statistik und Forschungsmethoden. Lehrbuch. Mit Online-Material. Originalausgabe, 5., korrigierte Aufl. Weinheim: Beltz. Online verfügbar unter <http://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:bsz:31-epflicht-1119447>.
- Game & Wildlife Conservation Trust, Wohltätigkeitsorganisation für den Naturschutz (Hrsg.) (2025). Online verfügbar unter <https://www.gwct.org.uk/> (Stand 16.05.2025)
- Gerß, W. (2018): Aussagefähigkeit und Praktikabilität verschiedener Methoden der Biodiversitätsmessung. In: *Entomologie heute* (30), S. 117–143.
- Gesellschaft Für Angewandte Carabidologie (GAC) (2009): Lebensraumpräferenzen der Laufkäfer Deutschlands - Wissensbasierter Katalog. In: *Angewandte Carabidologie*, Supplement V, 1–45.

- Gleason, H.A. (1920): Some Applications of the Quadrat Method. In: *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 47 (1), S. 21. DOI: 10.2307/2480223.
- Hallmann, C.A.; Sorg, M.; Jongejans, E.; Siepel, H.; Hofland, N.; Schwan, Heinz et al. (2017): More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. In: *PLOS ONE* 12 (10), e0185809. DOI: 10.1371/journal.pone.0185809.
- Harvey, J.A.; Tougeron, K.; Gols, R.; Heinen, R.; Abarca, M.; Abram, P.K. et al. (2023): Scientists' warning on climate change and insects. In: *Ecological Monographs* 93 (1), Artikel e1553, e1553. DOI: 10.1002/ecm.1553.
- Heydemann, B. (1955): Zur Systematik und Ökologie von *Pterostichus cupreus* und *coerulescens* (Coleopt., Carabidae). In: *Bonner zoologische Beiträge: Zoologisches Forschungsinstitut und Museum Ale: (3-4)*, 235–239.
- Heydemann, B.; Hofmann, W.; Irmeler, U. (1990): Verbundfunktion von Straßenrandökosystemen. In: *Faunistisch-Ökologische Mitteilungen Supplement* (9).
- Hoffmann, H.; Peter, F.; Herrmann, J.D.; Donath, T.W.; Diekötter, T. (2021): Benefits of wildflower areas as overwintering habitats for ground-dwelling arthropods depend on landscape structural complexity. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 314, S. 107421. DOI: 10.1016/j.agee.2021.107421.
- Holland, J. M.; Birkett, T.; Southway, S. (2009): Contrasting the farm-scale spatio-temporal dynamics of boundary and field overwintering predatory beetles in arable crops. In: *BioControl* 54 (1), S. 19–33. DOI: 10.1007/s10526-008-9152-2.
- Holland, J.M.; Luff, M.L. (2000): The Effects of Agricultural Practices on Carabidae in Temperate Agroecosystems. In: *Integrated Pest Management Reviews* 5 (2), S. 109–129. DOI: 10.1023/A:1009619309424.
- Irmeler, U. (2003): The spatial and temporal pattern of carabid beetles on arable fields in northern Germany (Schleswig-Holstein) and their value as ecological indicators. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 98 (1-3), S. 141–151. DOI: 10.1016/S0167-8809(03)00076-8.
- Jaccard, P. (1912): The Distribution of the Flora in the Alpine Zone. 1. In: *New Phytologist* 11 (2), S. 37–50. DOI: 10.1111/j.1469-8137.1912.tb05611.x.
- Konrad, J.; Platen, R.; Glemnitz, M. (2024): The Effects of Vegetation Structure and Timber Harvesting on Ground Beetle (Col.: Carabidae) and Arachnid Communities (Arach.: Araneae, Opiliones) in Short-Rotation Coppices. In: *Land* 13 (2), S. 145. DOI: 10.3390/land13020145.
- Kromp, B. (1999): Carabid beetles in sustainable agriculture: a review on pest control efficacy, cultivation impacts and enhancement. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 74 (1-3), S. 187–228. DOI: 10.1016/S0167-8809(99)00037-7.
- Lang, A.; Gsödl, S. (2003): "Superfluous killing" of aphids: A potentially beneficial behaviour of the predator *Poecilus cupreus* (L.) (Coleoptera: Carabidae)? (110). Online verfügbar unter [https://www.researchgate.net/publication/286642047\\_Superfluous\\_killing\\_of\\_aphids\\_A\\_potentially\\_beneficial\\_behaviour\\_of\\_the\\_predator\\_Poecilus\\_cupreus\\_L\\_Coleoptera\\_Carabidae](https://www.researchgate.net/publication/286642047_Superfluous_killing_of_aphids_A_potentially_beneficial_behaviour_of_the_predator_Poecilus_cupreus_L_Coleoptera_Carabidae).
- Luff, M.L. (1996): Use of Carabids as environmental indicators in grasslands and cereals on JSTOR. In: *Ann. Zool. Fennici* (33), S. 185–195. Online verfügbar unter [https://www.jstor.org/stable/23735418?casa\\_token=btvzQu2MLpUAAAAA%3Awd2bQo8V5u2FsCBrxlaa0wQtIQqsB3q17xRXKu2IFbEKtNGIHPTmrVxa3LGsd4VHipWB6l4mDN9gPOzZWAZhuRxPDMjLu1SfYINHPHigyEWkmHmNAppN&seq=9](https://www.jstor.org/stable/23735418?casa_token=btvzQu2MLpUAAAAA%3Awd2bQo8V5u2FsCBrxlaa0wQtIQqsB3q17xRXKu2IFbEKtNGIHPTmrVxa3LGsd4VHipWB6l4mDN9gPOzZWAZhuRxPDMjLu1SfYINHPHigyEWkmHmNAppN&seq=9), zuletzt geprüft am 23.04.2025.
- MacLeod, A.; Wratten, S.D.; Sotherton, N.W.; Thomas, M.B. (2004): 'Beetle banks' as refuges for beneficial arthropods in farmland: long-term changes in predator communities and habitat. In: *Agri and Forest Entomology* 6 (2), S. 147–154. DOI: 10.1111/j.1461-9563.2004.00215.x.
- Magurran, Anne E. (2011): Measuring biological diversity. 9. S. 248. Malden, Mass.: Blackwell.

- Magurran, A.E.; McGill, B.J. (2014): Biological diversity. *Frontiers in measurement and assessment*. Oxford: *Oxford University Press*. Online verfügbar unter [https://www.researchgate.net/profile/Robin-Chazdon/publication/284554411\\_Compositional\\_similarity\\_and\\_beta\\_diversity/links/56589fde08ae1ef9297df08e/Compositional-similarity-and-beta-diversity.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Robin-Chazdon/publication/284554411_Compositional_similarity_and_beta_diversity/links/56589fde08ae1ef9297df08e/Compositional-similarity-and-beta-diversity.pdf), zuletzt geprüft am 25.10.2024.
- McCravy, K.W.; Willand, J.E. (2007): Effects of Pitfall Trap Preservative on Collections of Carabid Beetles (Coleoptera: Carabidae). In: *The Great Lakes Entomologist* 40 (3 & 4). DOI: 10.22543/0090-0222.2186.
- Möseler, B.M.; Sievers, R.; Alvarez, M. (2009): Diversitätsanalyse unter Verwendung des Programmes DiversityCalc am Beispiel eines Wald-Transektes vom Aremberg in der Osteifel. In: *Decheniana* 162, S. 67–78. DOI: 10.21248/decheniana.v162.4565.
- Mühlenberg, M. (1993): Freilandökologie. 3., überarb. Aufl. Heidelberg: Quelle und Meyer (UTB, 595).
- Müller-Motzfeld, G. (1989): Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) als pedobiologische Indikatoren. In: *Pedobiologia* 33 (3), S. 145–153. DOI: 10.1016/S0031-4056(24)00193-8.
- Müller-Motzfeld, G. (Hg.) (2012): Adepfaga 1: Carabidae (Laufkäfer). Die Käfer Mitteleuropas. 2. erw. Aufl., kor. Nachdruck von 2004 (begr. von Heinz Freude. Fortgef. von Bernhard Klausnitzer). Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag. S. 535.
- Pardon, P.; Reheul, D.; Mertens, J.; Reubens, B.; Frenne, P. de; Smedt, P. de et al. (2019): Gradients in abundance and diversity of ground dwelling arthropods as a function of distance to tree rows in temperate arable agroforestry systems. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 270-271, S. 114–128. DOI: 10.1016/j.agee.2018.10.017.
- Platen, R. (2024): Datenbank: Artenliste und ökologische Merkmale von Arthropodengruppen. Erweitertes Sammelwerk (Anteilig für diese Arbeit zur Verfügung gestellt: Primärquellen: Habitatpräferenzen (GAC 2009) und Nahrungsgilden (Bilde & Toft 2002)).
- Renkonen, O. (1938): Statistisch-ökologische Untersuchungen über die terrestrische Käferwelt der finnischen Bruchmoore; 13 Tabellen. Helsinki: Finn. Literaturges (Suomalaisen eläin- ja kasvitiet beellisen seuran Vanamon eläintieteellisiä Julkaisuja, 6,1).
- Ringel, H.; Hampel, J.; Müller-Motzfeld, G. (2007): Brachen und extensiv genutzte Äcker als Lebensraum für Käfer (Coleoptera). In: *Insecta - Bundesfachausschuss Entomologie* (30), S. 113–122.
- Rischen, T.; Frenzel, T.; Fischer, K. (2021): Biodiversity in agricultural landscapes: different non-crop habitats increase diversity of ground-dwelling beetles (Coleoptera) but support different communities. In: *Biodivers Conserv* 30 (13), S. 3965–3981. DOI: 10.1007/s10531-021-02284-7.
- S.R. Thomas; D. Goulson; J.M. Holland (2000): The contribution of beetle banks to farmland biodiversity (62). Online verfügbar unter [https://www.researchgate.net/publication/284072158\\_The\\_contribution\\_of\\_beetle\\_banks\\_to\\_farmland\\_biodiversity](https://www.researchgate.net/publication/284072158_The_contribution_of_beetle_banks_to_farmland_biodiversity)
- Sacco-Martret de Prévile, A.; Staudacher, K.; Traugott, M.; Bohan, D. A.; Plantegenest, M.; Canard, E. (2024): Prey Switching and Natural Pest Control Potential of Carabid Communities over the Winter Wheat Cropping Season. In: *Insects* 15 (8). DOI: 10.3390/insects15080610.
- Sánchez-Bayo, F.; Wyckhuys, K.A.G. (2019): Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. In: *Biological Conservation* 232, S. 8–27. DOI: 10.1016/j.biocon.2019.01.020.
- Saska, P.; Honek, A. (2004): Development of the beetle parasitoids, *Brachinus explodens* and *B. crepitans* (Coleoptera: Carabidae). In: *Journal of Zoology* 262 (1), S. 29–36. DOI: 10.1017/S0952836903004412.
- Seidl, M.; González, E.; Kadlec, T.; Saska, P.; Knapp, M. (2020): Temporary non-crop habitats within arable fields: The effects of field defects on carabid beetle assemblages. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 293, S. 106856. DOI: 10.1016/j.agee.2020.106856.

- Shannon, C.E. (1948): A Mathematical Theory of Communication. In: *Bell System Technical Journal* 27 (3), S. 379–423. DOI: 10.1002/j.1538-7305.1948.tb01338.x.
- Sunderland, K.D. (1975): The Diet of some Predatory Arthropods in Cereal Crops. In: *Journal of Applied Ecology* 12 (2), S. 507. DOI: 10.2307/2402171.
- Sunderland, K.D.; Lovei, G.L.; Fenlon, J. (1995): Diets and Reproductive Phenologies of the Introduced Ground Beetles *Harpalus-Affinis* and *Clivina-Australasiae* (Coleoptera, Carabidae) in New-Zealand. In: *Aust. J. Zool.* 43 (1), S. 39. DOI: 10.1071/ZO9950039.
- Sunderland, K.D.; Vickerman, G.P. (1980): Aphid Feeding by Some Polyphagous Predators in Relation to Aphid Density in Cereal Fields. In: *Journal of Applied Ecology* 17 (2), S. 389. DOI: 10.2307/2402334.
- Symondson, W.O.C.; Sunderland, K.D.; Greenstone, M.H. (2002): Can generalist predators be effective biocontrol agents? In: *Annual review of entomology* 47, S. 561–594. DOI: 10.1146/annurev.ento.47.091201.145240.
- Thomas, C.F.G; Marshall, E.J.P (1999): Arthropod abundance and diversity in differently vegetated margins of arable fields. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 72 (2), S. 131–144. DOI: 10.1016/S0167-8809(98)00169-8.
- Thomas, M.B.; Wratten, S.D.; Sotherton, N.W. (1991): Creation of 'Island' Habitats in Farmland to Manipulate Populations of Beneficial Arthropods: Predator Densities and Emigration. In: *Journal of Applied Ecology* 28 (3), S. 906. DOI: 10.2307/2404216.
- Thomas, M. B.; Wratten, S. D.; Sotherton, N. W. (1992): Creation of 'Island' Habitats in Farmland to Manipulate Populations of Beneficial Arthropods: Predator Densities and Species Composition. In: *Journal of Applied Ecology* 29 (2), S. 524. DOI: 10.2307/2404521.
- Thomas, S. (2000): Progress on beetle banks in UK arable farming. In: *Pestic. Outlook* 11 (2), S. 51–53. DOI: 10.1039/B006319N.
- Thomas, S.R. (2001): Assessing the value of beetle banks for enhancing farmland biodiversity. University of Southampton. Online verfügbar unter <https://eprints.soton.ac.uk/426725/>.
- Thomas, S. R.; Noordhuis, R.; Holland, J.M.; Goulson, D. (2002): Botanical diversity of beetle banks. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 93 (1-3), S. 403–412. DOI: 10.1016/S0167-8809(01)00342-5.
- Thomas, S.R.; Goulson, D.; Holland, J.M. (2000): Spatial and temporal distributions of predatory Carabidae in a winter wheat field. In: *Aspects of Applied Biology* (62), S. 55–60.
- Thomas, S.R.; Goulson, D.; Holland, J.M. (2001): Resource provision for farmland gamebirds: the value of beetle banks. In: *Annals of Applied Biology* 139 (1), S. 111–118. DOI: 10.1111/j.1744-7348.2001.tb00135.x.
- Tillman, P.G.; Smith, H.A.; Holland, J.M. (2012): Cover Crops and Related Methods for Enhancing Agricultural Biodiversity and Conservation Biocontrol: Successful Case Studies. In: Geoff M. Gurr, Steve D. Wratten, William E. Snyder und Donna M. Y. Read (Hg.): *Biodiversity and Insect Pests*: Wiley, S. 309–327.
- Toft, S.; Bilde, T. (Hg.) (2002): *Carabid Diets and Food Value*. Unter Mitarbeit von J. M. Holland. The Game Conservancy Trust. Hampshire, UK.
- Trautner, J.; Assmann, T. (1998): Bioindikation durch Laufkäfer - Beispiele und Möglichkeiten. In: *Laufener Spezialbeiträge und Laufener Seminarbeiträge* (LSB), *ayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege* (ANL), S. 169–182. Online verfügbar unter [https://www.zobodat.at/pdf/Laufener-Spez-u-Seminarbeitr\\_8\\_1998\\_0169-0182.pdf](https://www.zobodat.at/pdf/Laufener-Spez-u-Seminarbeitr_8_1998_0169-0182.pdf), zuletzt geprüft am 25.10.2024.
- Umweltstiftung Michael Otto, Hamburg (Hrsg.). Online verfügbar unter <https://www.franz-projekt.de/> / (Stand 16.05.2025)

Wachmann, E.; Platen, R.; Barndt, D. (1995): Laufkäfer. Beobachtung, Lebensweise. Unter Mitarbeit von Britt Witüchter. Augsburg: Naturbuch Verlag.

Whittaker, R.H. (1972): Evolution and Measurement of Species Diversity. In: *Taxon* 21 (2-3), S. 213–251. DOI: 10.2307/1218190.

WWF Deutschland (Hrsg.) (2021), BROMMI – Gemeinsam Insekten schützen. Online verfügbar unter <https://brommi.org/> (Stand 16.05.2025)

# Anhang

Anhang I: Differenzierte Habitatpräferenzen (HP) nach GAC 2009 modifiziert (Platen 2024, unveröffentlicht, Stand 12.07.2024). Die vorangestellten Zahlen entsprechen den GAC-Katalognummern für die Habitattypengruppen. Neu eingeführte Habitattypengruppen wurden mit "new" gekennzeichnet.

## **1 Coastal habitats**

1.1 FCO = Flushing coast, tidal flats, tidal and wind tidal flats, sand flats

1.2 PDU = Primary dunes, sand and pebble beaches (incl. pure sand cliffs, primary and white dunes)

1.3 PCO = Pebble coast, Boulder and boulder beaches, chalk and boulder cliffs

1.4 SGL = Salt grassland, marsh samphire and brackish reed beds, also at inland salting sites

## **2 Alpine habitats**

2.1 SAM = subalpine and alpine meadows, pastures, grasslands and heaths

2.2 BPI = Block piles, rock scree, snow valleys, cirques, avalanche gullies and boulder debris piles

2.3 SAS = subalpine shrubs, Subalpine tall shrubs and bushes (e.g. green alder and mountain pine bushes)

## **3, 4 Open banks, moist and wet habitats**

3 OBA = low-vegetation (open) banks, banks and alluvial deposits

3.1 GBA = Boulder, gravel and pebble banks

3.2 SBA = Sand banks

3.3 CBA = Silt, loam, clay banks

3.4 MUD = Mud, sludge

4 OWH = open wet habitats (vegetation-rich banks, swamps, bogs, wet heaths and marshes)

4.0 VBA = vegetation-rich banks

4.1 BOG = Raised bogs and transition mires (incl. wooded fringing slopes)

4.2 WHE = wet and marsh heaths (e.g. Erica heath)

4.3 FEN = nutrient-poor fens, small sedge swamps

4.4 REE = nutrient-rich sedge meadows, reeds, swamps

4.5 WTM = moist and wet tall herbaceous meadows

4.5 WME = Wet meadows

## **5, 6 Forests**

**5, 6 FOR** = Forests, in general

**New FOE** = Forest edges, in general

**New ALF** = Alpine forests (Swiss stone pine, larch forests, mountain pines) incl. Alpine forest edges

**5.1 WFO** = Wet forests, swamp forests, canyon forests, willow scrub in wet locations, etc. (incl. preforest stages of nutrient-rich moors)

**New WFE** = Wet forest edges incl. Riparian forest edges

**5.2 RFO** = Riparian forests (hardwood and softwood floodplains)

**6.1 DFO** = Dry, warm forests and scrub as well as more open, historical forms of forest use (hut and coppice forests)

**New DFE** = Dry forest edges

**6.2 LFO** = Low mountain to subalpine deciduous and coniferous forests incl. their edges

**6.3 MFO** = Moist, mesophilic deciduous and fir forests and forests

**New MFE** = Moist forest edges

**6.4 AFO** = Acidophilic deciduous and coniferous forests

**New AFE** = Acidophilic forest edges

**6.5 IFO** = Immature forests and open structures in forests (wooded areas, fringes, clearings), short rotation plantations, hedges, parks and wooded gardens, avenues, single trees

## **7, 8 Open, dry habitats**

**New STG** = Steppe grasslands

**7 ODH** = open, dry sites with few or no larger woody plants

**7.1 IDU** = Inland dunes (with species-poor initial vegetation) and open sandy areas

**7.1 DGL** = Dry, sandy grassland incl. initial stages

**7.1 CHE** = Dry sand heaths (*Calluna* heaths)

**7.2 LGL** = limestone-rich dry and semi-dry grasslands (incl. rocky meadows, scree, initial stages)

**7.3 DHE** = Dwarf shrub heaths and nutrient-poor grasslands on sunny, dry and lime-poor sites (incl. rocky meadows, scree and initial stages)

**8.1 RSO** = Raw soils, e.g. abandoned sand, gravel and clay pits

## **8, 9 Cultural and special habitats**

**8.2 CAV** = Caves, animal burrows, crevices, walls, cellars

**9.1, 9.2 FIE** = Fields (with typical accompanying structures) on sandy and other soils (limestone, loam, clay)

**9.3, 9.4 VYA** = Vineyards (with typical accompanying structures) on sand and other soils

**9.5, 9.6 GRL** = Grassland, in general (with typical accompanying structures) in planar to montane areas

9.5 PAS = moderately moist to moderately dry pastures

9.5 MEA = moderately moist to moderately dry meadows

9.7 PIO = ephemeral ruderal habitats and pioneer communities

9.8 RUD = perennial ruderal habitats incl. fallows

### **New Anthropogenic habitats**

BUI = Buildings (on house walls, enclosures, fences, bridges, etc.)

8.3 WAD = Waste dumps, compost piles, etc.

SYN = synanthropic sites in the narrow sense (inside houses, greenhouses)

TRA = Transport routes (roads, parking lots, railroad tracks incl. gravel beds)

### **New Unspecific or no (recognizable) habitat preference**

OHA = preferring open habitats (eurytopic open area species, independent of humidity)

NHP = no (recognizable) habitat preference (inhabiting both open and wooded habitats, independent of humidity)

Anhang II: Zusammengefasste Kategorisierung der Habitatpräferenzen nach Konrad et al. (2024)

Summarized habitat preferences (Konrad et al. 2024)

Differentiated Habitatpreferences	Symbol	Meaning
FIE, VYA	FIE	Arable land
GRL, MEA, PAS, SAM, SGL	GRL	moderately moist to moderately dry grassland
BUI, CAV, NHP, OHA, SYN, TRA, WAD	MIX	Species group with different habitat preferences
PIO, RSO, RUD	RUD	Ruderal areas incl. fallows
BOG, CBA, FCO, FEN, GBA, MUD, OBA, OWH, PCO, REE, SBA, SGL, VBA, WHE, WME, WTM	MOI	Banks and moist habitats
BPI, CHE, DGL, DHE, IDU, LGL, ODH, PDU, SGL	DRY	open, dry habitats
AFE, AFO, ALF, DFE, DFO, FOE, FOR, IFO, LFO, MFE, MFO, RFO, SAS, WFE, WFO	FOR	Forests and forest edges

Anhang III: Exceldateien mit Rohdaten und Datenauswertung auf Datenträger

1\_Artendiversität.xlsx

2\_Habitatpräferenz.xlsx

3\_Nahrungsgilde .xlsx

Anhang IV: Gesamtartenliste: Individuensummen (n), Anteil an Gesamtfänge und kumulierter Anteil je Art

<b>Art</b>	<b>n</b>	<b>Anteil</b>	<b>Anteil kumuliert</b>
Trechus quadristriatus	3166	25,3%	25,3%
Poecilus cupreus	2440	19,5%	44,8%
Anchomenus dorsalis	1750	14,0%	58,8%
Nebria brevicollis	1327	10,6%	69,4%
Calathus fuscipes	826	6,6%	76,0%
Harpalus affinis	721	5,8%	81,8%
Harpalus rufipes	642	5,1%	86,9%
Pterostichus melanarius	418	3,3%	90,2%
Brachinus crepitans	230	1,8%	92,1%
Bembidion lampros	212	1,7%	93,8%
Amara similata	83	0,7%	94,4%
Poecilus versicolor	82	0,7%	95,1%
Microlestes minutulus	54	0,4%	95,5%
Notiophilus biguttatus	48	0,4%	95,9%
Syntomus truncatellus	46	0,4%	96,3%
Bembidion obtusum	45	0,4%	96,6%
Harpalus signaticornis	44	0,4%	97,0%
Bembidion properans	39	0,3%	97,3%
Harpalus distinguendus	39	0,3%	97,6%
Harpalus tardus	30	0,2%	97,8%
Amara ovata	27	0,2%	98,1%
Demetrias atricapillus	26	0,2%	98,3%
Harpalus rubripes	24	0,2%	98,5%
Loricera pilicornis	18	0,1%	98,6%
Poecilus lepidus	16	0,1%	98,7%
Calathus cinctus	14	0,1%	98,8%
Harpalus latus	12	0,1%	98,9%
Calathus erratus	11	0,1%	99,1%
Pterostichus vernalis	10	0,1%	99,1%
Syntomus foveatus	9	0,1%	99,2%
Amara aenea	8	0,1%	99,2%
Amara familiaris	6	0,1%	99,3%
Harpalus anxius	6	0,1%	99,3%
Limodromus assimilis	6	0,1%	99,4%
Microlestes maurus	6	0,1%	99,4%
Stomis pumicatus	6	0,1%	99,5%
Harpalus luteicornis	5	0,0%	99,5%
Ophonus ardosiacus	4	0,0%	99,5%
Amara apricaria	3	0,0%	99,6%
Badister sodalis	3	0,0%	99,6%
Carabus auratus	3	0,0%	99,6%
Demetrias monostigma	3	0,0%	99,6%

<i>Amara aulica</i>	2	0,0%	99,7%
<i>Amara communis</i>	2	0,0%	99,7%
<i>Amara lunicollis</i>	2	0,0%	99,7%
<i>Amara plebeja</i>	2	0,0%	99,7%
<i>Bembidion quadrimaculatum</i>	2	0,0%	99,7%
<i>Calathus melanocephalus</i>	2	0,0%	99,7%
<i>Carabus nemoralis</i>	2	0,0%	99,8%
<i>Clivina fossor</i>	2	0,0%	99,8%
<i>Harpalus calceatus</i>	2	0,0%	99,8%
<i>Notiophilus aquaticus</i>	2	0,0%	99,8%
<i>Notiophilus palustris</i>	2	0,0%	99,8%
<i>Panagaeus bipustulatus</i>	2	0,0%	99,8%
<i>Pterostichus macer</i>	2	0,0%	99,9%
<i>Abax parallelepipedus</i>	1	0,0%	99,9%
<i>Acupalpus meridianus</i>	1	0,0%	99,9%
<i>Amara anthobia</i>	1	0,0%	99,9%
<i>Amara consularis</i>	1	0,0%	99,9%
<i>Amara tibialis</i>	1	0,0%	99,9%
<i>Anisodactylus binotatus</i>	1	0,0%	99,9%
<i>Anisodactylus signatus</i>	1	0,0%	99,9%
<i>Badister bullatus</i>	1	0,0%	99,9%
<i>Bembidion guttula</i>	1	0,0%	99,9%
<i>Bembidion lunulatum</i>	1	0,0%	99,9%
<i>Calathus micropterus</i>	1	0,0%	99,9%
<i>Calathus rotundicollis</i>	1	0,0%	99,9%
<i>Harpalus froelichii</i>	1	0,0%	100,0%
<i>Leistus ferrugineus</i>	1	0,0%	100,0%
<i>Ophonus azureus</i>	1	0,0%	100,0%
<i>Ophonus laticollis</i>	1	0,0%	100,0%
<i>Ophonus puncticeps</i>	1	0,0%	100,0%
<i>Panagaeus cruxmajor</i>	1	0,0%	100,0%
<i>Pterostichus strenuus</i>	1	0,0%	100,0%

---

N 12513

Artenzahl 74

