



LfL

Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft

Evaluierung der Wirkung von Agrarumweltmaßnahmen auf Insekten

Teilprojekt: Gewässerrandstreifen



Schriftenreihe

2
2024
ISSN 1611-4159

Impressum

Herausgeber: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL)
Vöttinger Straße 38, 85354 Freising-Weihenstephan
Internet: www.LfL.bayern.de

Redaktion: Institut für Agrarökologie und Biologischen Landbau
Lange Point 12, 85354 Freising-Weihenstephan
E-Mail: Agraroeekologie@LfL.bayern.de
Telefon: 08161 8640-3640

1. Auflage: Dezember 2023

Projektförderung:

Finanzierung: Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (StMELF), Europäischer Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums (ELER)



Evaluierung der Wirkung von Agrarumweltmaßnahmen auf Insekten
Teilprojekt: Gewässerrandstreifen

**Sabine Birnbeck, Johannes Burmeister,
Sebastian Wolfrum, Roswitha Walter**

Inhalt

Zusammenfassung	12
1 Einleitung	16
2 Stand des Wissens zum Insektenrückgang und der Bedeutung von Gewässerrandstreifen für Insekten	17
3 Material und Methoden	21
3.1 Untersuchungsgebiete	21
3.2 Probennahme und Datenerhebung	23
3.2.1 Versuchsdesign	23
3.2.2 Malaisefallen.....	25
3.2.3 Bodenfallen.....	26
3.2.4 Standortspezifische Daten	26
3.2.5 Daten zur Schlagbewirtschaftung	27
3.3 Probenanalyse im Labor	27
3.3.1 Probenaufbereitung	27
3.3.2 Analyse der Malaisefallenfänge.....	28
3.3.3 Analyse der Bodenfallenfänge.....	29
3.4 Statistische Auswertung	30
4 Ergebnisse.....	32
4.1 Insektenbiomasse der flugfähigen Insekten erfasst über Malaisefallen... 32	
4.1.1 Messmethodenvergleich für die Bestimmung der Insektenbiomasse	32
4.1.2 Ergebnisse zur Insektenbiomasse über das Abtropfgewicht in den Varianten, Untersuchungsregionen und Zeiträumen.....	33
4.1.3 Artenvielfalt der Insekten (Ergebnisse aus Metabarcodinganalysen)	37
4.1.4 Zusammenhang zwischen Insektenbiomasse und Artenvielfalt (Metabarcoding, Artenminimum) der Insekten	42
4.1.5 Häufigkeit, Vielfalt und Dominanz der Insektenordnungen (Datensatz aus den nach morphologischen Merkmalen sortierten Malaisefallenproben) 42	
4.1.6 Wirkung des Gewässerrandstreifens auf die Familie der Schwebfliegen 45	
4.1.7 Wirkung des Gewässerrandstreifens auf die Gruppe der semiaquatischen flugfähigen Insekten.....	51
4.2 Wirkung des Gewässerrandstreifens auf die epigäischen Arthropoden (Datensatz aus den Bodenfallen)	55
4.2.1 Häufigkeit, Vielfalt und Dominanz der epigäischen Arthropoden in den einzelnen Varianten.....	55

4.2.2	Wirkung des Gewässerrandstreifens auf die Familie der Laufkäfer (Carabidae)	58
4.2.3	Wirkung des Gewässerrandstreifens auf die Gruppe der Spinnentiere (Arachnida)	65
5	Einfluss von Vegetations- und Bewirtschaftungsvariablen im Gewässerrandstreifen auf die flugfähigen Insekten und epigäischen Arthropoden	70
5.1	Korrelationen von Vegetations- und Bewirtschaftungsdaten im Gewässerrandstreifen mit Insektenbiomasse, Arten- und Individuenzahlen der flugfähigen Insekten und epigäischen Arthropoden	70
5.1.1	Die wichtigsten Einflussfaktoren auf die flugaktiven Insekten im Gewässerrandstreifen	72
5.1.2	Die wichtigsten Einflussfaktoren auf die epigäischen Arthropoden im Gewässerrandstreifen	74
6	Diskussion	76
6.1	Wirksamkeit von Gewässerrandstreifen auf flugfähige Insekten	76
6.2	Wirksamkeit von Gewässerrandstreifen auf epigäische Arthropoden	78
6.3	Bedeutung des Gewässerrandstreifens für seltene Arten	79
6.4	Vergleich der Regionen und Jahre	80
6.5	Methodenvergleich zur Erfassung der Insekten	81
6.6	Optimierung von Gewässerrandstreifen	84
7	Fazit, Ausblick und Empfehlungen	85
8	Literaturverzeichnis	87
	Danksagung	100
	Anhang	101

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Lage der vier Untersuchungsregionen mit jeweils 10 Probeflächen entlang von Gewässereinzugsgebieten im Naturraum des Unterbayerischen Hügellands (Naturräumliche Gliederung Deutschlands, Großregion 3. Ordnung).....	21
Abbildung 2: Beispiele unterschiedlich ausgeprägter Gewässerrandstreifen der vier Untersuchungsregionen.....	22
Abbildung 3: Versuchsdesign auf Flächen mit Gewässerrandstreifen (GWR), links und Flächen ohne Gewässerrandstreifen (rechts).....	23
Abbildung 4: Malaisefallen (Typ Prof. Barták) im Gewässerrandstreifen (links) und in der Feldmitte mit Blick auf die Falle im Gewässerrandstreifen (rot umrandet) (rechts).....	25
Abbildung 5: Bodenfalle mit Gitter und Dach in der Feldmitte (links) und im Gewässerrandstreifen (Mitte).....	26
Abbildung 6: Zusammenhang zwischen den Messwerten für das Insekten-Abtropfgewicht nach 10 Sekunden und nach 3 Minuten.....	32
Abbildung 7: Darstellung der Korrelation zwischen Trockengewicht und Abtropfgewicht nach 10 Sekunden.....	33
Abbildung 8: Graphische Darstellung der Insektenbiomasse für die vier Varianten über alle vier Untersuchungsregionen und beide Untersuchungsjahre (2019 und 2020).....	34
Abbildung 9: Mittlere Insektenbiomasse je Variante in den vier Untersuchungsregionen.....	35
Abbildung 10: Insektenbiomasse in den drei verschiedenen Zeiträumen für die vier Regionen (obere Graphik) und über alle Varianten (untere Graphik).....	36
Abbildung 11: Vergleich der Insektenbiomasse-Daten aus der Krefeldstudie (Hallmann et al. 2017) mit den aus diesem Projekt gewonnenen Werten auf Äckern und am Gewässerrand.....	37
Abbildung 12: Korrelation der unterschiedlichen Biodiversitätsindikatoren (links) und der Vergleich der Werte in Abhängigkeit von der Variante.....	38
Abbildung 13: Artenvielfalt für die vier Varianten für alle Arten zusammen (oben links) und für die fünf artenreichsten Ordnungen jeweils für alle Malaisefallenstandorte.....	39
Abbildung 14: Venn-Diagramm der erfassten Arten in den vier Regionen.....	40
Abbildung 15: Nicht-metrische multidimensionale Skalierung (NMDS) der Artengemeinschaften der einzelnen Fallenstandorte bezüglich der Metabarcoding-Gesamtartendaten für die verschiedenen Regionen (oben) und die verschiedenen Varianten (unten).....	41
Abbildung 16: Die mittlere gefangene Insektenbiomasse in g/Tag und die mittlere Anzahl der erfassten Arten korrelieren positiv für alle Malaisefallenstandorte.....	42
Abbildung 17: Anteil der Individuen pro Ordnung an den Gesamtindividuen (Kreisdiagramm) und jeweils in den verschiedenen Varianten (Säulendiagramm).....	43
Abbildung 18: Graphische Darstellung der Individuenzahlen der Insekten für alle Arten zusammen (oben links) und für die fünf individuenreichsten Ordnungen je für alle Malaisefallenstandorte der vier Varianten.....	44

Abbildung 19: Darstellung des Zusammenhangs zwischen Insektenbiomasse und Individuenanzahl für n=238 Einzelproben; adj. $R^2=0,68$, $p<0,01$	45
Abbildung 20: Mittlere Individuenanzahl pro Tag (links) und Artenanzahl (rechts) der Schwebfliegen über die drei Fangzeiträume und über alle Untersuchungsregionen.	46
Abbildung 21: Artenakkumulationskurve basierend auf der klassischen Erfassungsmethode für die Schwebfliegen in den einzelnen Varianten mit unterschiedlicher Probenflächenanzahl (Feldmitte und Gewässerrand ohne Streifen jeweils n=15, Feldmitte und Gewässerrand mit Streifen jeweils n=25).....	46
Abbildung 22: Nicht-metrische multidimensionale Skalierung (NMDS) der Artengemeinschaften der einzelnen Fallenstandorte bezüglich der Schwebfliegen-Arten für die verschiedenen Regionen (oben) und verschiedenen Varianten (unten).	47
Abbildung 23: Boxplot und Artenakkumulationskurve für die Schwebfliegen aus dem Datensatz des Metabarcodings (nach der Artenminimum-Funktion) in den einzelnen Varianten mit unterschiedlicher Probenflächenanzahl (Feldmitte und Gewässerrand ohne Streifen jeweils n=15, Feldmitte und Gewässerrand mit Streifen jeweils n=25).....	49
Abbildung 24: Mittlere Individuenanzahl und Artenanzahl der semiaquatischen Insekten über die drei Fangzeiträume und über alle Untersuchungsregionen.	52
Abbildung 25: Artenakkumulationskurve basierend auf der klassischen Erfassungsmethode für die semiaquatischen Insekten in den einzelnen Varianten mit unterschiedlicher Probenflächenanzahl (Feldmitte ohne Streifen: n=15, Feldmitte mit Streifen: n=25, Gewässerrand ohne Streifen: n=15, Gewässerrand mit Streifen: n=25).	52
Abbildung 26: Boxplot und Artenakkumulationskurve für die semiaquatischen Insektenarten aus dem Datensatz der Metabarcoding-Daten in den einzelnen Varianten mit unterschiedlicher Probenflächenanzahl (Feldmitte ohne Streifen: n=15, Feldmitte mit Streifen: n=25, Gewässerrand ohne Streifen: n=15, Gewässerrand mit Streifen: n=25)..	53
Abbildung 27: Anteil der Individuen pro Ordnung an den Gesamtindividuen (Kreisdiagramm) und jeweils in den verschiedenen Varianten (Säulendiagramm).	56
Abbildung 28: Anzahl der Individuen in den Varianten entlang des räumlichen Gradienten vom Ufer zur Feldmitte für die Gesamtindividuen (oben links) und für einige ausgewählte Artengruppen: Arachnida (oben rechts), Laufkäfer (Mitte links), Kurzflügler (Mitte rechts), Myria-/Isopoda (unten links) und Ameisen (unten rechts)..	57
Abbildung 29: Laufkäfer-Individuenanzahl pro Tag und die mittlere Laufkäferartenanzahl pro Fläche entlang des Gradienten vom Gewässer zur Feldmitte mit und ohne Gewässerrandstreifen.	59
Abbildung 30: Artenakkumulationskurve für die Laufkäfer in den verschiedenen Varianten entlang des Gradienten vom Gewässer zur Feldmitte mit und ohne Gewässerrandstreifen, der besseren Übersichtlichkeit gewässernahe (links) und gewässerferne (rechts) Varianten in zwei verschiedenen Graphiken (Probenflächenanzahl ohne Streifen: jeweils n=15, mit Streifen: jeweils n=25).	60

Abbildung 31: Verteilung der Individuen (oben) bzw. der Laufkäferarten (unten) in Abhängigkeit der Häufigkeit ihres Auftretens in Bayern (Rote Liste Bayern 2020) in den Varianten entlang eines räumlichen Gradienten vom Ufer hin zur Feldmitte jeweils mit und ohne Gewässerrandstreifen (ohne Streifen: jeweils n=15 Flächen, mit Streifen: jeweils n=25 Flächen)......	62
Abbildung 32: Verteilung der Individuen (oben) bzw. Arten (unten) auf ihre bevorzugt besiedelten Lebensraumtypen (Einstufung nach Carabidologie 2009) für die untersuchten Varianten entlang eines räumlichen Gradienten vom Ufer hin zur Feldmitte je mit und ohne Gewässerrandstreifen.....	63
Abbildung 33: Nicht-metrische multidimensionale Skalierung (NMDS) der Artengemeinschaften der einzelnen Bodenfallenstandorte bezüglich der Laufkäfer-Arten für die vier Untersuchungsregionen (oben) und für die Varianten entlang des Gradienten vom Ufer hin zur Feldmitte, jeweils mit und ohne Gewässerrandstreifen (unten).	64
Abbildung 34: Individuenanzahlen der Spinnentiere pro Tag und die mittlere Spinnenartenanzahl pro Fläche gemittelt für die Varianten entlang eines räumlichen Gradienten vom Ufer hin zur Feldmitte jeweils mit und ohne Gewässerrandstreifen.	66
Abbildung 35: Artenakkumulationskurve für die Arachnida in den verschiedenen Varianten, zur besseren Übersichtlichkeit gewässernahe und gewässerferne Varianten in zwei verschiedenen Graphiken für die einzelnen Varianten mit unterschiedlicher Probenflächenanzahl (ohne Streifen: jeweils n=15, mit Streifen: jeweils n=25).	67
Abbildung 36: Verteilung der Individuen (oben) bzw. Arten (unten) auf die verschiedenen Lebensraum-Schwerpunkte der Spinnentiere im Wald oder Offenland für die einzelnen Varianten mit unterschiedlicher Probenflächenanzahl (ohne Streifen: jeweils n=15, mit Streifen: jeweils n=25).	68
Abbildung 37: Nicht-metrische multidimensionale Skalierung (NMDS) der Artengemeinschaften der einzelnen Bodenfallenstandorte bezüglich der Spinnen-Arten für die verschiedenen Regionen und Varianten.	69
Abbildung 38: Korrelationsmatrix nach Spearmans Rangkorrelation der Vegetations- bzw. Bewirtschaftungsvariablen mit den Daten zu Insektenbiomasse, Individuenzahlen und Artenzahlen aus den Malaisefallendaten (oben) bzw. Bodenfallendaten (unten) im Gewässerrandstreifen (5 Meter Abstand zum Gewässer), $p \leq 0,1$	71
Abbildung 39: Einfluss der Mittleren Kräuterdeckung (obere Reihe), des Streifentyps (Wiese: Grasanteil > 70 %, Ruderalisiert: Brennnessel- und/oder Schilfanteil ≥ 30 %, Blühend: Leguminosenanteil ≥ 30 % oder Blühstreifen) (linke Spalte) und der Anzahl der Schnitte im Jahr (rechte Spalte) auf die Insektenbiomasse, Individuenanzahl und die Artenanzahl der flugfähigen Insekten erfasst durch Malaisefallen.	73
Abbildung 40: Einfluss der Mittleren Kräuterdeckung und der maximal erfassten Blütenfarbenanzahl auf die epigäische Individuen bzw. Ameisen-Individuen und der Einfluss der Anzahl der Schnitte auf die Arachnida Individuen.....	74

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Aufteilung der Malaisefallenproben für DNA-Analyse (Metabarcoding) und für klassische Sortierung.....	24
Tabelle 2: Gesamtartenzahl pro Ordnung über alle Untersuchungsflächen und durchschnittlich je Fläche erfasste Artenzahl in der Feldmitte und am Gewässerrand mit und ohne Gewässerrandstreifen (Fangzeitraum: drei Wochen je Fläche) für die fünf artenreichsten Ordnungen der erfassten Insekten.....	40
Tabelle 3: Gattungen, die im Metabarcoding nicht weiter determiniert wurden, und die Anzahl an Arten zu den jeweiligen Gattungen, die in der klassischen Artbestimmung bestimmt wurden.....	48
Tabelle 4: Vergleich der determinierten Schwebfliegen-Arten über das Metabarcoding und über die klassische Artbestimmung.	50
Tabelle 5: Vergleich der determinierten semiaquatischen Insektenarten über das Metabarcoding und über die klassische Artbestimmung	54
Tabelle 6: Geschlechterverhältnis der Laufkäfer für die Variante mit und ohne Gewässerrandstreifen entlang des Gradienten vom Gewässerufer zur Feldmitte.....	58
Tabelle 7: Rote Liste Arten der Laufkäfer mit ihrem Status in Deutschland und Bayern	62
Tabelle 8: Geschlechterverhältnis der Spinnentiere in den Varianten, Summe gefangener Tiere (Probenflächenanzahl: ohne Streifen: jeweils n=15 Flächen, mit Streifen: jeweils n=25 Flächen).....	65
Tabelle 9: Rote Liste Arten der Spinnentiere mit ihrem Status in Deutschland von 2016 und Bayern von 2004.....	67
Tabelle 10: Spearmans Rangkorrelationskoeffizient für ausgewählte Vegetations- / Bewirtschaftungsdaten und Insektendaten für Malaisefallen (oben) und Bodenfallen (unten).....	72

Glossar

Arthropoden	Gliederfüßer, umfassen Spinnen, Insekten, Tausendfüßer und Krebstiere, hier zur Vereinfachung Insekten genannt
AUM	Abk. für Agarumweltmaßnahme
Coleoptera	Käfer
D	Daten defizitär
Diptera	Zweiflügler
epigäische Insekten	nahe der Bodenoberfläche vorkommende Arthropoden (Insekten, Spinnen, usw.); in dieser Studie wurden diejenigen Insektengruppen darunter zusammengefasst, die über Bodenfallen gut erfasst werden
es	extrem selten
Feldmitte	80 m Entfernung vom Gewässerrand (gemessen ab der Böschungsoberkante)
Feldrand	2 m Entfernung vom Rand des Gewässerrandstreifens, falls ein Streifen vorhanden ist, bzw. 12 m Entfernung von der Böschungsoberkante, falls kein Streifen vorhanden ist
flugfähige Insekten	in dieser Studie wurden diejenigen Insektengruppen darunter zusammengefasst, die mit einer Malaisefalle (siehe dort) gut erfasst werden können
GWR	Gewässerrandstreifen
h	häufig
Hemiptera	Schnabelkerfen
Hymenoptera	Hautflügler
indet.	Indeterminabel, unbestimmbar
Lepidoptera	Schmetterlinge
Malaisefallen	Zeltfallen zum Fang von flugfähigen Insekten
mh	mäßig häufig
R	durch extreme Seltenheit gefährdet
RL	Rote Liste (Bay=Bayern, DE=Deutschland)
s	selten
sp.	Species, Art
ss	sehr selten
Ufer	hier ist mit Ufer die Böschungsoberkante des Gewässers gemeint
V	Vorwarnliste
±	Standardabweichung

Zusammenfassung

Der Rückgang der Insektenbiomasse und -vielfalt gehört zu den zentralen ökologischen Problemen des 21. Jahrhunderts. Die Ursachen für diese Entwicklung sind multifaktoriell und komplex ineinandergreifend. Diverse Studien konnten zeigen, dass der Landnutzungswandel und die Intensivierung der Landwirtschaft eine bedeutende Rolle dabei spielen. Landwirtschaftliche Flächen stehen in einem Nutzungskonflikt mit unterschiedlichen Interessen und Umweltschutzgütern. Die Multifunktionalität von Flächen gewinnt vor diesem Hintergrund auch in Bayern ständig an Bedeutung. Mit dieser Studie möchten wir daher untersuchen, inwiefern Gewässerrandstreifen, deren primäres Ziel der Gewässer- und Erosionsschutz ist, dazu beitragen können, in der bayerischen Agrarlandschaft die Diversität, Anzahl und Biomasse von Insekten zu fördern. Zielorganismen für die Evaluation der Wirkung der Gewässerrandstreifen, die im bayerischen Kulturlandschaftsprogramm (KULAP) gefördert werden, waren dabei die Gruppe der Fluginsekten und die an der Bodenoberfläche lebenden Gliederfüßer (epigäische Arthropoden). Viele der erfassten Arten übernehmen wichtige ökologische Funktionen z.B. als Bestäuber oder natürliche Schädlingsregulatoren in der Agrarlandschaft.

Für die Erfassung der flugaktiven Insekten wurden Malaisfallen verwendet, für die der epigäischen Arthropoden Bodenfallen. Die Fallen wurden auf jeweils zehn Flächen in vier ackerdominierten Untersuchungsregionen im Unterbayerischen Hügelland (Regierungsbezirke Nieder- und Oberbayern) für dreimal zwei Wochen aufgestellt. Dabei wurden insgesamt 25 Flächen mit und 15 Flächen ohne Gewässerrandstreifen untersucht und auf jeder Fläche wurde mit den Fallen ein Gradient vom Gewässerrand bis zur Acker-Feldmitte (80 m Abstand zum Gewässerrand) abgebildet. Von allen Insektenproben der Malaisfallen wurde das Abtropfgewicht (Insektenbiomasse) bestimmt. Die eine Hälfte der Proben wurde danach zur Bestimmung der Vielfalt und Häufigkeit der Insekten nach morphologischen Merkmalen in Gruppen sortiert und gezählt, wobei von den Schwebfliegen und semiaquatischen Insekten zusätzlich die Arten bestimmt wurden. Für die andere Hälfte der Malaisfallenproben wurde die Artenvielfalt durch Metabarcoding ermittelt und zusätzlich das Trockengewicht gewogen. Die Bodenfallenproben wurden ebenfalls in Gruppen sortiert und gezählt. Laufkäfer und Spinnen wurden von einigen Probennahmezeitpunkten auf die Arten bestimmt. Einzelne Vegetations- und Bewirtschaftungsvariablen der Gewässerrandstreifen wurden mit den Artenzahlen, Individuenzahlen und der Biomasse korreliert. Für die statistische Auswertung mit der Software R wurde ein gemischtes multivariates Regressionsmodell verwendet. Dabei waren die Schläge eingebettet in der Region als zufällige Faktoren berücksichtigt, während der Gewässerrandstreifen, der Standort der Falle (Distanz zur Böschungsoberkante des Gewässers), deren Wechselwirkung und teilweise zusätzlich noch der Zeitraum als feste Faktoren eingeflossen sind.

Bei den mit den Malaisfallen gefangenen flugfähigen Insekten wiesen die fünf Ordnungen Zweiflügler, Hautflügler, Käfer, Schmetterlinge und Schnabelkerfen die höchste Artenvielfalt und die meisten Individuen auf, wobei die Zweiflügler (Fliegen und Mücken) mit 34 % der Arten und 81 % der Individuen stark dominierten. Es konnte nachgewiesen werden, dass im Gewässerrandstreifen im Vergleich zu Flächen, die bis zur Böschungsoberkante ackerbaulich genutzt werden, im Mittel 40 % mehr Insektenbiomasse, 16 % mehr Artenvielfalt und 38 % mehr Individuen an flugfähigen Insekten vorzufinden sind. Signifikant höhere Individuenzahlen im Gewässerrandstreifen wurden für die Ordnungen der Diptera, Hymenoptera, Coleoptera und Lepidoptera festgestellt. Bezogen auf die Artenvielfalt war der Effekt bei den Schmetterlingen (im Gewässerrandstreifen um 47 % erhöht, Metabarcoding-Datensatz) und Schwebfliegen (im Gewässerrandstreifen um 28 % erhöht, gemäß der Daten

der klassischen Artbestimmung) besonders stark. Semiaquatische Arten profitierten ebenfalls von einem Gewässerrandstreifen, obwohl nur sehr wenige Individuen insgesamt gefangen wurden (239 Individuen aus 39 Arten). Die Artenvielfalt, Individuenhäufigkeit und Biomasse der Insekten in der Feldmitte wurden nicht durch das Vorhandensein eines Gewässerrandstreifens beeinflusst. Die Insektenbiomasse korrelierte positiv mit der Anzahl gefangener Individuen und auch mit der Artenanzahl. Die Werte für die Insektenbiomasse bewegten sich auf demselben Niveau, wie sie bei der Krefeldstudie gegen Ende des Versuchszeitraums gemessen wurden.

Die meisten Individuen der epigäischen Arthropoden, die in den Bodenfallen erfasst wurden, gehören zu den Käfern, Spinnentieren und Ameisen. Ein signifikant positiver Effekt des Gewässerrandstreifens auf die Artenvielfalt oder Häufigkeit war bei den epigäischen Arthropoden nicht nachweisbar. Vermutlich, weil viele epigäische Arthropoden-Arten gut an die Ackerbewirtschaftung angepasst sind. Die Interpolation der kumulativen Artenvielfalt ergab allerdings eine um mehr als 10 Arten höhere Vielfalt der Laufkäfer bei angelegten Gewässerrandstreifen. Die Aktivitätsdichte der Laufkäfer stieg mit zunehmendem Abstand zum Gewässer, mit den meisten gefangenen Individuen in der Feldmitte. Dagegen zeigte sich bei den Gesamtindividuen, Spinnentieren und Ameisen im begrünten Gewässerrandstreifen eine leichte Erhöhung der Individuenanzahl. Zu berücksichtigen ist, dass in der vorliegenden Studie nur der Sommeraspekt beprobt wurde. Inwiefern Gewässerrandstreifen evtl. als Rückzugsraum im Winter dienen, wurde somit nicht erfasst. Dennoch stellen Gewässerrandstreifen eine Erweiterung des meist recht schmalen Ufer- bzw. Böschungsbereichs dar, so dass dadurch die Gesamtartenvielfalt in der Agrarlandschaft erhöht werden kann. Bei den Spinnentieren konnte in der Feldmitte eine signifikant niedrigere Artenzahl als am Ufer nachgewiesen werden, wobei sich insbesondere am Ufer das Vorhandensein eines Gewässerrandstreifens leicht positiv auf die Artenvielfalt der Spinnentiere auswirkte. Bemerkenswert war der Nachweis des vom Aussterben bedrohten Sandlaufkäfers *Cylindera germanica*, der in der Region Ruhstorf an der Rott in allen Gewässerabständen mit und ohne Streifen gefunden wurde, mit höheren Individuenzahlen jedoch nur bei Vorhandensein eines Streifens, sowie im Feldrand und Ufer jeweils auch ohne Streifen. Seltene Laufkäferarten wurden in allen Varianten entdeckt, mit den höchsten Individuenzahlen in Gewässerrandstreifen mit im Schnitt 5 % der Individuen, während zur Feldmitte hin die eurytopen Individuen zunahmen.

Als Methode zur Bestimmung der Artenvielfalt einer Fläche, insbesondere im relativen Vergleich und wenn die Analyse mit identischen Verfahren durchgeführt wird, ist das Metabarcoding als kostengünstige und effektive Methode gut geeignet. Sobald Aussagen über die genaue Artenausstattung und die Abundanzen von Arten nötig sind, ist nach aktuellem Stand der Technik die klassische Artbestimmung nach morphologischen Merkmalen durch Experten noch unerlässlich. Die ermittelten Artenzahlen aus beiden Methoden bei den Schwebfliegen und bei den semiaquatischen Arten korrelieren stark, allerdings wäre der Effekt des Gewässerrandstreifens rein auf Basis der Daten aus dem Metabarcoding unterschätzt worden. Bei beiden Tiergruppen konnten mehr Tiere durch die herkömmliche Methode mit Bestimmung nach morphologischen Merkmalen bis auf Artniveau bestimmt werden als mit Metabarcoding.

Mit dieser Studie konnten wir die multifunktionale Bedeutung von Gewässerrandstreifen in agrarisch geprägten Regionen aufzeigen. Im Idealfall weisen Gewässerrandstreifen langfristig eine hohe Kräuter- und Blütendeckung auf und werden insektenschonend je nach Flächenzustand genutzt. Auf diese Weise können die Synergieeffekte zwischen Gewässerschutz und Förderung der Biodiversität ausgeschöpft werden.

Abstract

Loss of biodiversity and decline in insect biomass are seen as part of the central ecological problems of the 21st century. There is not only one reason causing this development, but several studies indicate that land use change and the intensification of agriculture play a key role. There are lots of different interests in the use of agricultural land and therefore synergistic effects between different usages and functions become more and more important. In this study we wanted to find out, to what extent buffer strips, which are primarily thought to protect waterbodies from nutrient, pesticide and sediment immission, can contribute to biodiversity in agricultural areas. We examined the effect of strips adjacent to small watercourses on insect biomass and arthropod species diversity in Bavaria. Riparian buffer strips are promoted in Bavaria by the AES called 'Kulturlandschaftsprogramm KULAP B32-34'. Our focus lied on flying insects on the one hand and epigaeic arthropods on the other hand, as many species of these taxa are important pollinators or pest regulators. Malaise traps and pitfall traps were installed on ten fields each of four arable dominated regions in the hilly landscape of lower and upper Bavaria with certain potential of soil erosion events. The traps remained in the sites for two weeks in each of three periods during the growing season, summing up to six weeks altogether. On 25 of the 40 study sites there was a buffer strip, whereas 15 sites had none and were agriculturally used closely to the watercourse. To find out if a buffer strip also affects the arthropod fauna in greater distance to the waterbody, the traps were placed in a gradient ranging from 0 to 80 metres distance to the embankment. We measured insect biomass of all Malaise samples in an alcohol-wet-state. Half of the samples was then dried, weighed and analysed by metabarcoding, whereas the other half was sorted into different taxa (order and family-level) by morphological traits and the number of the individuals were counted. Species were determined for the groups of the hoverflies and the semi-aquatic insects. The soil trap samples were also sorted into different taxa (order and family-level) and counted, species were determined for the groups of the Carabidae and Arachnida. Vegetation and management data for the study sites were correlated with species numbers, abundances and biomass. A mixed multivariate regression model was used for the statistical evaluation. Study sites embedded in the region were considered as random factors, while buffer strips, the location of the trap (distance to the watercourse), their interactions, and partially the time period were also included as fixed factors.

In the Malaise traps the five orders with the highest species diversity and individual numbers were: Diptera, Hymenoptera, Coleoptera, Lepidoptera and Hemiptera. Diptera dominated hereby with 34% of all species and 81% of all individuals. We further found a 40% higher insect biomass, 16% higher species diversity and 38% higher individual numbers of flying insects in buffer strips compared to sites with agricultural use directly adjacent to the watercourse. Significant positive effects of a buffer strip were not only found for total individuals but also for individuals of the group Diptera, Hymenoptera, Coleoptera and Lepidoptera. The effect of species diversity was particularly strong for butterflies (47% higher species diversity according to metabarcoding) and hoverflies (28% higher species diversity according to species determination via morphological characteristics). Semi-aquatic species also benefitted from riparian buffer strips, although only very few individuals were caught altogether (239 individuals of 39 species). Species diversity, individual abundance and biomass of flying insects in the middle of the arable field (80 m distance to the watercourse embankment) were not significantly influenced by the presence of a riparian buffer strip. Biomass of flying insects (wet-state measurement) correlated positively with the number of caught individuals and species diversity. The values of insect biomass, we found in our study, are of comparable magnitude with the values found in the last years of the 'Krefeld-Study'.

Most of the individuals we found in the soil traps belonged to Coleoptera, Arachnida and Formicidae. Clearly significant positive effects of the presence of a buffer strip were not found for epigaeic arthropods – whether for species diversity nor for individual numbers. Some of the epigaeic arthropods seem to be well adapted to the environmental conditions within an arable field. However, the interpolation of the cumulative species diversity revealed a more than 10 species higher diversity of ground beetles in buffer strips. Total individual number, as well as the individual numbers of the Arachnida and Formicidae on the other hand were slightly higher at the 5 m distance to the waterbody when there was a buffer strip, but this effect was not significant. It should be taken into account that the present study involved only sampling in the summertime.; whether buffer strips may serve as a retreat in winter was not recorded. A significantly lower number of arachnid species was found in 80 m distance to the watercourse than at the embankment, where the presence of a buffer strip had a slightly positive effect on the species diversity of the arachnids. Buffer strips can represent an extension of the usually quite narrow embankment habitat, so that overall biodiversity in the agricultural landscape can be increased. Remarkably, we found the endangered species *Cylindera germanica* in one region (Ruhstorf a.d. Rott) in different sites. However, in higher individual numbers it was only found when there was a riparian buffer strip, or if there was no buffer strip, then close to the embankment (0 and 12 m distance). Rare Carabidae species were caught in different sampling locations, with the highest percentage of individuals (on average 5 % of the individuals) in the riparian buffer strip. In 80 m distance the number of eurytropic Carabidae individuals increased.

Methodically we can state, metabarcoding offers a cost- and time-effective alternative to morphological determination by experts, particularly if you are interested in a relative comparison between sites, when all samples are handled identically. However, if exact data on species composition and abundances are needed, classical species determination by experts based on morphological characteristics is still required by now. The number of species determined via both methods for hoverflies and semi-aquatic species correlate strongly, but the effect of a riparian buffer strip would have been underestimated based only on the data from metabarcoding. In both animal groups, more animals could be identified up to species level using species determination by experts based on morphological characteristics than via metabarcoding.

In this study we proved the importance of buffer strips in arable dominated regions and their multifunctional potential in fostering biodiversity on top of their acknowledged use in protection of soil erosion. Ideally, buffer strips are perennially rich in herb cover and contain a high number of flowering plants. An insect-friendly use of the vegetation can guarantee that synergy effects between water protection and the promotion of biodiversity exist.

1 Einleitung

Insekten sind die artenreichste Tiergruppe mit rund 33.000 nachgewiesenen Insektenarten in Deutschland. Sie stellen somit einen wesentlichen Bestandteil der heimischen Biodiversität dar und erfüllen zentrale Funktionen im ökologischen Kreislauf, wie z.B. Bestäubung, Samenverbreitung, Abbau von organischem Material und dienen als Nahrungsgrundlage für viele Tiere (Yang und Gratton 2014). Seit mehreren Jahrzehnten wird eine Abnahme der Insektenzahlen und der Insektenvielfalt beobachtet. Mit der Veröffentlichung der sog. Krefeldstudie (Hallmann et al. 2017) wurde der Rückgang in Deutschland mit Zahlen belegt: Untersuchungen des Entomologischen Vereins Krefeld zeigten einen Rückgang der Gesamtbiomasse von Fluginsekten von 1989 bis 2014 um 76 %. Die Untersuchungsflächen liegen dabei allesamt in Schutzgebieten in Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz und Brandenburg.

Auch andere Studien bestätigen den rückläufigen Trend. So konnten Haslberger und Segerer (2016) bei Schmetterlingen in Bayern eine „signifikante Abnahme von Populationsstärken vieler noch vorhandener Arten feststellen – sogar auch bei ‚Allerweltsarten‘“. Als Hauptursache für den globalen Insektenrückgang wird laut einer Studie von Sánchez-Bayo und Wyckhuys (2019) die intensive Landwirtschaft genannt. Sie trägt laut der Studie zu 46,6 % die Hauptverantwortung, gefolgt von biologischen Faktoren, wie eingeführte Arten und Pathogene (16,4 %), und Urbanisation (10,7 %).

Landwirtschaft hat in Bayern eine lange Tradition und ist Hauptgestalter der hiesigen Kulturlandschaft. 2017 wurden in Bayern etwa 44 % der Landesfläche landwirtschaftlich und 29 % ackerbaulich genutzt. Schutz der heimischen Fauna kann also nur unter Einbeziehung der Landwirtschaft funktionieren.

Seit 1988 steht dem Freistaat Bayern mit dem Kulturlandschaftsprogramm die Möglichkeit zur Verfügung, Ausgleichszahlungen für umweltschonende Bewirtschaftung zu gewähren. Über eine Million Hektar Landwirtschaftsfläche sind in Bayern mit einer KULAP-Maßnahme belegt (Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 2018). Die Maßnahmen werden darin in Bezug auf vier Gruppen von Umweltschutzgütern angeboten: (1) Boden- und Wasserschutz, (2) Klimaschutz, (3) Sicherung der Biodiversität und Artenvielfalt und (4) Erhalt der Kulturlandschaft. Synergien zwischen den einzelnen Schutzgütern sind zu erwarten, allerdings noch nicht ausreichend untersucht.

Ziel dieser Studie ist es, in ackerbaulich geprägten Gebieten die Bedeutung von Gewässerandstreifen und insbesondere der KULAP Maßnahme B32-34 (Gewässer- und Erosionsschutzstreifen, Förderperiode 2019-2023) für die Arthropoden (Gliederfüßer, dazu zählen u.a. Insekten und Spinnentiere) zu untersuchen. Im Fokus stehen hierbei kleine Fließgewässer in ackerbaulich geprägter Landschaft. Die Untersuchungen dienen der Evaluation der Synergien zwischen Gewässer- bzw. Erosionsschutzmaßnahmen und dem Schutz der Biodiversität.

Diese Studie konzentriert sich auf die Gruppe der Fluginsekten und auf an der Bodenoberfläche lebende Arthropoden. Vielen der erfassten Arten kommt eine wichtige Bestäubungsfunktion in der Agrarlandschaft zu und / oder sie leisten als natürliche Regulatoren von Kulturschädlingen einen wichtigen Beitrag zum integrierten Pflanzenschutz im Ackerbau.

2 Stand des Wissens zum Insektenrückgang und der Bedeutung von Gewässerrandstreifen für Insekten

Der Rückgang der Insektenartenvielfalt und -häufigkeit konnte durch zahlreiche Studien regional in Mittel- und Westeuropa belegt werden (Hallmann et al. 2017, Seibold et al. 2019, Van Dyck et al. 2009, Van Strien et al. 2019, Habel et al. 2016, Warren et al. 2021). Neben dem Schwund von stark spezialisierten Arten betrifft diese Abnahme auch die Individuen anpassungsfähigerer generalistischer Arten (Hallmann et al. 2017, Van Dyck et al. 2009, Warren et al. 2021). Dirzo et al. betonen bereits 2014, dass die Erfassung lediglich von Artenvorkommen nicht ausreichend ist für ein Monitoring, sondern auch die Zusammensetzung und die funktionellen Gruppen von Artengemeinschaften untersucht werden müssen. Fartmann et al. (2021) weisen darauf hin, dass ein kleinskaliges Monitoring der Häufigkeiten von Arten (Abundanz) einer reinen Präsenzerfassung in einem grob aufgelösten Raster vorzuziehen ist, da so Bestandesveränderungen bereits vor dem Verschwinden der Art aufgedeckt werden können (Thomas et al. 2006). Zudem ist besonders im Hinblick auf die erbrachten Ökosystemdienstleistungen von Insekten, wie z.B. Bestäubung, Abbau organischer Substanzen, Samentransport, Schädlingskontrolle und Nahrungsgrundlage für höhere trophische Ebenen (Goulson 2019, Losey & Vaughan 2006, Schowalter et al. 2018, Yang und Gratton 2014), auch eine gewisse Individuendichte vonnöten, um eine relevante Funktion im Ökosystem auszuüben.

Die zeitliche Einordnung und die Einschätzung der Höhe des Rückgangs ist insbesondere wegen der fehlenden Abundanzdaten aus der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts nicht ganz einfach zu treffen (Fartmann et al. 2021, Habel et al. 2016). Jedoch zeigen einige Studien, dass sich der Rückgang, der bereits Anfang des 20. Jahrhunderts begonnen hat, in Teilen Europas ab 1950 nochmal verstärkt hat (Van Strien et al. 2019, Hallmann et al. 2017, Seibold et al. 2019, Habel et al. 2016). Die Gründe für den Rückgang sind multifaktoriell: Landnutzungswandel, Klimawandel, Stickstoffdeposition, Verschmutzung und Neobiota werden als Stressoren angeführt (Cardoso et al. 2020, Díaz et al. 2019, Sala et al. 2000, Wagner et al. 2021). Habitatveränderungen inkl. Verlust von Lebensräumen werden vielfach als starke Treiber des Biodiversitätsverlusts im Allgemeinen und des Insektenrückgangs im Speziellen angesehen (Bianchi et al. 2006, Ollerton et al. 2014, Robinson & Sutherland 2002). Die auffälligste quantitative Veränderung der Landnutzung in Deutschland seit 1935 ist die starke Abnahme von Öd- und Unland (um mehr als die Hälfte) und die Zunahme von Siedlungs- und Verkehrsflächen (auf mehr als das doppelte) (Fartmann, 2017). Qualitative Veränderungen der Habitate ergeben sich insbesondere aus dem veränderten Bewirtschaftungs- und Störungsregime: Während bis zur Mitte des 20. Jahrhunderts die mitteleuropäische Agrarlandschaft v.a. durch Nährstoffarmut, Beweidung und eine hohe Heterogenität gekennzeichnet war, markieren die Mechanisierung, der Kunstdünger- und Pestizideinsatz, Flurbereinigung und Meliorationen, aber auch das Wegfallen von Grenzertragsstandorten und das Aufstallen von Weidetieren den Beginn der intensiven Landwirtschaft (Fartmann et al. 2021). Die zunehmende Verbreitung des chemischen Pflanzenschutzes ab etwa den 1950er Jahren und nochmals intensiviert seit den 1980er Jahren beeinflusst die Insekten der Agrarlandschaft sowohl durch ihre direkten Wirkungen (vorwiegend Insektizide), als auch durch die Veränderung der Beikrautvegetation (Herbizide) sowie des Ertrages und der Ertragssicherheit. Leistungsfähigere Maschinen ermöglichten nach und nach eine großflächige Bearbeitung in immer kürzerer Zeit, wodurch auch die zeitliche Heterogenität abnahm. Extensiv bewirtschaftete Agrarlandschaften weisen eine mittlere Störungsintensität auf, was nach der intermediate disturbance hypothesis (Grime 1973, Connell

1978) Artenvielfalt und Individuendichten erhöht (Mayor et al. 2012, Montagna et al. 2012, Townsend et al. 1997, Yuan et al. 2016).

Neben der Habitatgröße und -qualität spielt auch die umgebende Landschaftsmatrix eine entscheidende Rolle für die Biodiversität (Benton et al. 2003) und die Besiedlung mit Insekten: Öckinger et al. (2012) finden in ihrer Studie insbesondere einen negativen Effekt eines hohen Anteils an Ackerland in der Landschaft auf die Artenvielfalt von Pflanzen und Schmetterlingen. Ähnliche Ergebnisse liefern Seibold et al. (2019) und Uhler et al. (2021). Bei kleinen Habitaten und hoher Fragmentierung nimmt die Bedeutung von Randeffekten und der umgebenden Landschaftsmatrix zu (Fartmann et al. 2021). Aufgrund der komplexen Lebensweise von holo- und hemimetabolen Arthropoden stellen die Tiere in ihren unterschiedlichen Lebensphasen auch unterschiedliche Ansprüche an ihr Habitat und eine gewisse räumliche Nähe zwischen den unterschiedlichen Lebensbereichen ist für den Reproduktionserfolg dieser Organismen vonnöten (Fartmann et al. 2021). Flugdistanzen zwischen Nest und Futterquelle bei den Stechimmen, mit Vertretern der bedeutendsten Bestäuber in unseren Breiten, betragen je nach Art nur zwischen 100 Metern und 3000 Metern (Westphal et al. 2006, Zurbuchen et al. 2010).

Um die negativen Effekte auf die Umwelt auszugleichen, die durch die intensive landwirtschaftliche Praxis entstehen, führte die EU bereits 1985 erste Regelungen zum Schutz der Natur insbesondere in umweltsensiblen Gebieten bzw. solchen von hoher ökologischer Bedeutung und Schutzwürdigkeit ein (EEC Regulation No 797/85). 1992 wurden Agrarumweltmaßnahmen eingeführt, die es ermöglichen, Landwirte auf einer freiwilligen Basis für eine umweltverträgliche Bewirtschaftung und dem damit verbundenen Verdienstverlust zu entschädigen (EEC Regulation No 2078/92). Die Wirkung solcher Agrarumweltmaßnahmen auf die allgemeine Biodiversität wird allerdings sehr kontrovers beurteilt, Kleijn & Sutherland forderten bereits 2003 eine genauere Untersuchung der Wirkung dieser Agrarumweltmaßnahmen auf die Biodiversität. Während manche Studien einen positiven Zusammenhang zwischen Agrarumweltmaßnahmen und Bestäubern belegen (Geppert et al. 2020, Holzschuh et al. 2007, Holzschuh et al. 2008, Ouvrard et al. 2018), konnten andere keine rein positive Wirkung oder sogar eine negative Wirkung auf Insekten feststellen (Berg et al. 2019, Konvicka et al. 2008). Die unterschiedliche Bewertung liegt vermutlich unter anderem daran, dass die Wirkung abhängig ist von der umgebenden Landschaftsstruktur, von der untersuchten Artengruppe und der Agrarumweltmaßnahme (Batáry et al. 2010, Geppert et al. 2020, Happe et al. 2018, Holzschuh et al. 2007, Marja et al. 2019, Wood et al. 2017).

Auf Basis der oben genannten EU-Agrarförderung bietet der Freistaat Bayern bereits seit 1988 mit dem Kulturlandschaftsprogramm Fördermittel für Landwirte, wenn sie Maßnahmen durchführen zum Klimaschutz, zum Boden- und Wasserschutz, zur Förderung der Biodiversität und zum Erhalt der Kulturlandschaft (StMELF 2020). Unter den Punkt Boden- und Wasserschutz fällt auch die Maßnahme B32-34 Gewässer- und Erosionsschutzstreifen in der KULAP-Förderperiode von 2019 bis 2023. In Bezug auf Boden- und Gewässerschutz ist der Erfolg der Maßnahme bereits mehrfach bestätigt worden (Van Dijk et al. 1996, Dorioz et al. 2006, Hussein et al. 2007, Hösl et al. 2011, Strauss et al. 2011, Muñoz-Carpena et al. 1993). Eine zentrale Bedeutung spielen sie auch in der Vernetzung von Lebensräumen, denn die Gewässerrandstreifen dienen als Hauptverbreitungskorridor für semiaquatische Arten (Hering et al. 2021, Petersen et al. 2004). Doch inwieweit diese Flächen auch zum Schutz der Biodiversität beitragen, indem sie selbst als Lebensraum dienen, ist nicht gänzlich geklärt.

Gewässerrandstreifen stellen aufgrund ihrer Lage zwischen Gewässer- und Landökosystem ein Habitat dar für Insekten mit unterschiedlichen Lebensraumsansprüchen: man findet dort semiaquatische und terrestrische Arthropoden, wobei dies abhängig von der Qualität der Gewässer und der Nutzung und Vegetation der Gewässerrandstreifen ist (Hering et al. 2021). Zu den semiaquatischen Arten zählen u.a. die Steinfliegen (Plecoptera) und die Eintagsfliegen (Ephemeroptera), wobei in Deutschland der Anteil an bestandsgefährdeten Arten in diesen Gruppen mit 46,4 % (Steinfliegen) und 40,5 % (Eintagsfliegen) besonders hoch ist (Rote-Liste-Zentrum, 2022). Die Dichte semiaquatischer Arten ist am Ufer am höchsten und nimmt mit größer werdendem Abstand zum Gewässer ab (Hering et al. 2021, Petersen et al. 2004). So breiten sich die Eintagsfliegen (Ephemeroptera) u.a. wegen ihrer kurzen Lebensdauer als adultes Tier kaum aus, die meisten Imagines werden direkt über dem Wasser gefunden (Petersen et al. 2004). Ein vergleichbares Bild ergibt sich bei den Köcherfliegen (50 % der Tiere wurden bis zu einer Distanz von 9 Metern gefunden) und bei den Steinfliegen (Plecoptera), bei denen sich 50 % – 90 % der Individuen in einer Distanz von 11 – 18 Metern zur Uferlinie aufhielten (Briers et al. 2002, Petersen et al. 2004). Unter den häufigen Vertretern terrestrischer Arthropodenarten im Gewässerrandstreifen finden sich laut Hering et al. (2021) v.a. räuberische epigäische Tiere, wie Laufkäfer (Carabidae), Kurzflügler (Staphylinidae) und Spinnentiere (v.a. Vertreter der Familien Lycosidae und Linyphiidae), daneben oft auch in hohen Abundanzen Ameisen (Formicidae) und in Abhängigkeit von der Vegetation typischerweise auch Blattläuse (Aphidoidea), Blattkäfer (Chrysomelidae) und Weichwanzen (Miridae). Direkte Auswirkungen auf die (semi)aquatische Fauna hat der Nährstoffeintrag ins Gewässer und die damit verbundene Sauerstoffabnahme: sauerstoffdefizitäre Gewässer werden meist eher von Ubiquisten besiedelt. Daher wirkt sich ein breiterer, ungedüngter und nicht mit Pflanzenschutzmitteln behandelter Streifen, der eine höhere Nährstoff- und Pestizidretention aufweist, positiv auf die Artenvielfalt aus (Hering et al. 2021). Gehölze im Uferbereich erhöhen die Strukturvielfalt des Habitats und können neben einer Nist- und Nahrungsressource (u.a. durch Laub- und Totholzeintrag in das Gewässer) auch durch Beschattung die Temperatur von kleineren Gewässern positiv beeinflussen und so zur Förderung von Arthropoden beitragen (Haidekker & Hering, 2008, Kail et al. 2020, Le Gall et al. 2022, Popescu et al. 2021, Sargac et al. 2021).

Die Habitatqualität einer Fläche wird besonders durch die Vegetationszusammensetzung bestimmt: Blühstreifen bieten ein gern genutztes Nahrungsangebot im Sommer und unterstützen die Bestäubungsleistung (Ouvrard et al. 2018). Schieweling et al. (2022) fanden in ihrer Studie in NRW heraus, dass die Biomasse und Anzahl von Wirbellosen auf Flächen mit hohem Blütenangebot am höchsten sind. Auch der Anbau von Leguminosen kann Schwebfliegen und Wildbienen durch das Blühangebot unterstützen (Spiegel et al. 2014). Blütenreiche Gewässerrandstreifen können somit als Nahrungsquelle für Insekten dienen. In stark ackerdominierten, strukturarmen Gebieten tragen Gewässerrandstreifen dazu bei, die Heterogenität der Landschaft und somit die potenzielle Lebensraumvielfalt zu erhöhen.

Bei den bayerischen Agrarumweltmaßnahmen B 32-34, Förderperiode 2019 bis 2023, handelt es sich um einzelflächenbezogene Maßnahmen, bei denen die dauerhafte und gezielte Einsaat bzw. Beibehaltung eines Grünstreifens zum Schutz vor Erosion und zum Schutz von Gewässern gefördert wird. Auf diesen Flächen ist jegliche Düngung und flächendeckender Pflanzenschutz unzulässig. Die Grünstreifen sind einmal im Jahr zu schneiden / nutzen (Mahd, Weide, Mulchmahd) (StMELF & StMUV, 2018). Mit dem Volksbegehren und dem folgenden Versöhnungsgesetz vom 24. Juli 2019 wurden Gewässerrandstreifen an allen natürlichen und naturnahen Gewässern gesetzlich verpflichtend. Eine acker- und gartenbauliche Nutzung in diesen Streifen war ab 2020 verboten, eine Grünlandnutzung ist weiterhin möglich. Auf nichtstaatlichen Betrieben ist eine Breite von 5 Metern

vorgeschrieben. Ausgenommen sind Be- und Entwässerungsgräben von wasserwirtschaftlich untergeordneter Bedeutung, künstliche Gewässer und kleine Teiche und Weiher (StMUV, 2020).

Inwieweit Synergieeffekte zwischen der Förderung der Biodiversität und dem Gewässerschutz durch die Anlage von Gewässerrandstreifen in agrardominierten Gebieten in Bayern entstehen, ist bisher noch nicht in einer Studie untersucht worden. Auch fehlen Aussagen zur Wirkung auf Insektenbiomasse und zur Zusammensetzung der Artengemeinschaften dieses Lebensraums. Ziel dieser Studie ist es, diese Forschungslücke zu schließen und quantitative Daten für die Insektenvielfalt und die Insektenbiomasse für diese Agrarumweltmaßnahme zu gewinnen. Folgende Fragestellungen werden dabei untersucht:

- Wie wirken sich Gewässerschutzstreifen an kleineren Gewässern in ackerdominierten Gebieten auf die Insektenbiomasse, Individuenanzahl und Artenvielfalt der flugfähigen Insekten aus?
- Wie wirken sich Gewässerschutzstreifen an kleineren Gewässern in ackerdominierten Gebieten auf die Individuenanzahl und Artenvielfalt der epigäischen Arthropoden aus?
- Welche Vegetations- und Bewirtschaftungsfaktoren im Gewässerrandstreifen wirken sich besonders positiv auf die Insektenfauna aus?

3 Material und Methoden

3.1 Untersuchungsgebiete

In den beiden Jahren 2019 und 2020 wurden Insekten in je zwei Untersuchungsgebieten gefangen. Mittels einer GIS-Analyse und in interner Abstimmung mit LfL, IAB1a (Erosionsschutz) und LfL, IAB 2c (Umsetzung EU-Wasserrahmenrichtlinie) wurden potenziell geeignete Flächen im Einzugsbereich eines kleinen Fließgewässers 3. Ordnung ausfindig gemacht. Dabei wurden folgende Kriterien zugrunde gelegt: ackerbaulich geprägte Region (> 50 %), Flächen mit KULAP-Maßnahme B32-34 in unmittelbarer Nähe zu Flächen ohne diese KULAP-Maßnahmen, möglichst geringer Anteil an Wald (< 20 %), Grünland (< 20 %) und Siedlung und Verkehr (< 20 %) im 50-Meter-Umkreis um die Standpunkte der Malaisefallen. Über eine Flächenbegehung wurde die Eignung der Flächen für die Studie überprüft. Die Untersuchungsgebiete lagen im Jahr 2019 im Landkreis Dingolfing-Landau bei Mengkofen an der Aiterach und ihren Zuflüssen und im Landkreis Passau bei Ruhstorf an der Rott am Kleeberger Bach und seinen Zuflüssen. Im Jahr 2020 wurden Probestellen im Landkreis Kelheim bei Rohr in Niederbayern, an Zuflüssen der Großen Laaber und im Landkreis Dachau an Zuflüssen der Glonn ausgewählt (Abbildung 1).

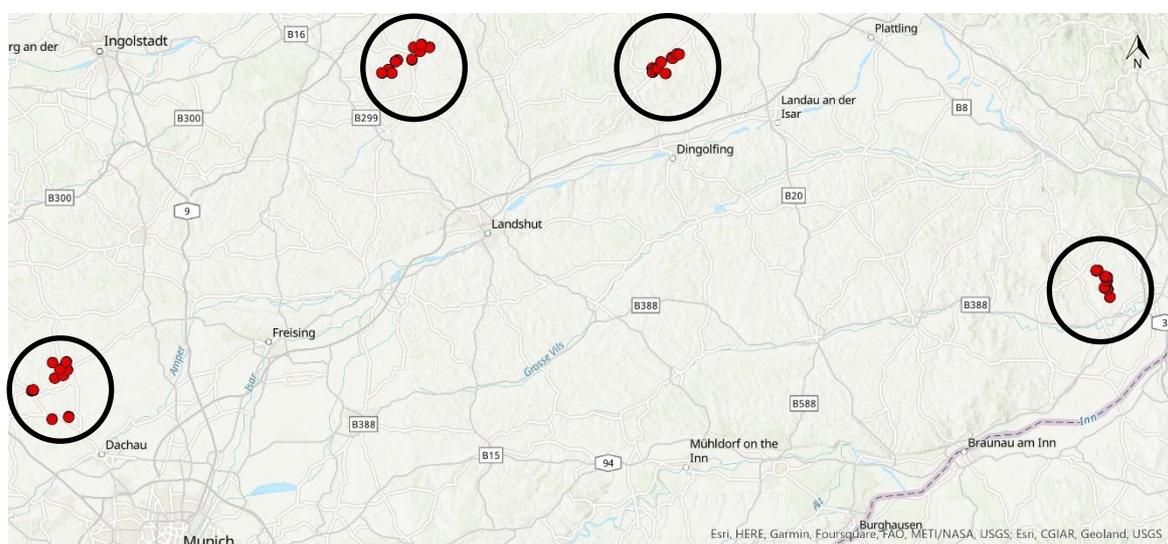


Abbildung 1: Lage der vier Untersuchungsregionen mit jeweils 10 Probestellen entlang von Gewässereinzugsgebieten im Naturraum des Unterbayerischen Hügellands (Naturräumliche Gliederung Deutschlands, Großregion 3. Ordnung).

In jeder Region wurden zehn Flächen ausgewählt, wobei von den insgesamt 40 Flächen 25 einen Gewässerrandstreifen aufwies, der nicht ackerbaulich genutzt wurde und 15 keinen Gewässerrandstreifen hatten. Die Erodierbarkeit der Flächen bewegte sich dabei im Schnitt von einem K-Faktor von 0,244 bis zu einem K-Faktor von 0,446. Bei den Kulturen auf den Äckern handelte es sich bei 28 um Getreide (25 Winter-, 3 Sommergetreide), bei sieben um Mais, bei jeweils zwei um Zuckerrübe und Leguminosen und bei einem um Winterraps. Ein Betrieb befand sich in der Umstellungsphase von konventioneller auf ökologische Bewirtschaftung. Die untersuchten Gewässerrandstreifen unterschieden sich u.a. in der Vegetation: elf waren grasdominiert, bei sieben handelte es sich um ein Klee-grasgemenge, drei waren ruderalisiert (Brennnessel- und / oder Schilfanteil $\geq 30\%$), drei waren mit einem

Blühstreifen und einer war mit Luzerne eingesät. Ferner unterschieden sich die Streifen in folgenden Punkten:

- Alter (maximal 1 Jahr (im Untersuchungsjahr oder im Vorjahr angesät): 6 Streifen, 2 Jahre: 6 Streifen, 3 Jahre: 2 Streifen, 4 Jahre: 3 Streifen, 5 Jahre: 4 Streifen, 6 Jahre: 1 Streifen, 9 Jahre: 2 Streifen, ≥ 30 Jahre: 1 Streifen),
- Breite (5-6 m: 2 Streifen, 8-9 m: 4 Streifen, 10-11 m: 8 Streifen, 12-13 m: 8 Streifen, 18-20 m: 3 Streifen),
- Nutzung (keine Nutzung: 3 Streifen (frisch angelegt oder Streifen war nicht mit AUM-Maßnahme belegt), Mahd: 12 Streifen, Mulchmahd: 10 Streifen)
- Anzahl der Schnitte pro Jahr (0 Schnitte: 3 Streifen (frisch angelegt oder Streifen war nicht mit AUM-Maßnahme belegt), 1 Schnitt: 10 Streifen, 2 Schnitte: 8 Streifen, 3 Schnitte: 4 Streifen)



Abbildung 2: Beispiele unterschiedlich ausgeprägter Gewässerrandstreifen der vier Untersuchungsregionen.

3.2 Probennahme und Datenerhebung

3.2.1 Versuchsdesign

Auf jeder Fläche wurden zwei Malaisefallen und 16 Bodeneinzelfallen aufgestellt. Eine Malaisefalle stand im Gewässerrandstreifen, mit 5 Meter Abstand zur Böschungsoberkante, die zweite in der Feldmitte mit 80 Meter Abstand zur Böschungsoberkante. Die Bodenfallen wurden in vier parallel zum Gewässer verlaufenden Reihen aufgestellt mit jeweils 4 Einzel-
 fallen: Uferreihe (direkt an der Böschungsoberkante), Gewässerrandreihe (5 Meter Abstand zur Böschungsoberkante), Feldrand (12 Meter Abstand zur Böschungsoberkante bei Flächen ohne Gewässerrandstreifen und bei Flächen mit Streifen: 2 Meter nach Ende des Gewässerrandstreifens), Feldmitte (80 Meter Abstand zur Böschungsoberkante) (Abbildung 3).

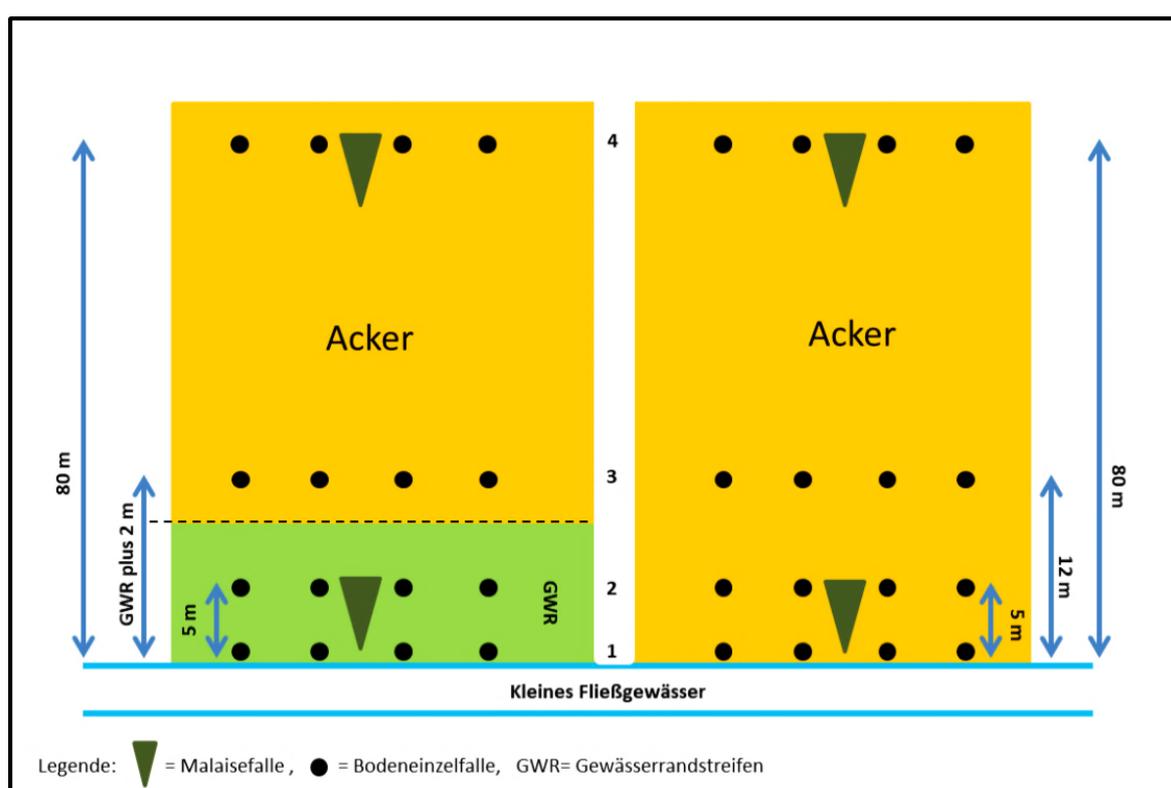


Abbildung 3: Versuchsdesign auf Flächen mit Gewässerrandstreifen (GWR), links und Flächen ohne Gewässerrandstreifen (rechts). Bezeichnung der einzelnen Reihen: 1: Ufer, 2: Gewässerrand (mit und ohne Streifen), 3: Feldrand, 4: Feldmitte.

Die vier Bodeneinzelproben aus einer Reihe wurden bei jeder Leerung jeweils zu einer Sammelprobe zusammengeführt, sodass am Ende bei jeder Leerung pro Fläche vier Bodeneinzelproben und zwei Malaisefallenproben eingeholt wurden. Die Fallen wurden jeweils im Sommer über drei Fangperioden à zwei Wochen aufgestellt. Die Leerung der Fanggefäße erfolgte immer nach einer Woche Standzeit. In allen Untersuchungsgebieten fand die erste Fangperiode im Mai / Juni, die zweite im Juni / Juli und die dritte Fangperiode im August / September statt. Am Ende ergaben sich so insgesamt 480 Malaisefallenproben und 3840 Bodeneinzelproben, wobei letztere zu 960 Bodeneinzel-Sammelproben zusammengeführt worden sind.

Von den Malaisefallenproben wurde die Hälfte (240 Proben) mittels Metabarcoding genetisch analysiert, die restlichen 240 wurden im Labor nach morphologischen Merkmalen in 49 verschiedene taxonomische Gruppen aus 24 Ordnungen sortiert (s. Anhang I), wobei ausgewählte Gruppen an Experten zur Artdetermination weitergegeben wurden (Schwebfliegen: Dieter Doczkal, semiaquatische Insekten: Monika Hess). Die Aufteilung der Malaisefallenproben erfolgte so, dass aus jedem phänologischen Probennahmezeitraum je eine Leerung für die Genanalyse und eine für die klassische Sortierung vorgesehen war (Tabelle 1).

Die Bodenfallenproben wurden ebenfalls nach morphologischen Merkmalen in 19 verschiedene taxonomische Gruppen aus 11 Ordnungen sortiert (s. Anhang II). Ausgewählte Gruppen wurden analog von Experten auf Art bestimmt (Spinnen: Dr. Christof Manhart und Dr. Theo Blick, Laufkäfer: Wolfgang Lorenz und Johannes Burmeister).

Tabelle 1: Aufteilung der Malaisefallenproben für DNA-Analyse (Metabarcoding) und für klassische Sortierung.

Landkreis	Zeitraum	Leerung	Datum	Analyse
Mengkofen	Zeitraum 1	Leerung 1	11.6.2019	Metabarcoding
		Leerung 2	18.6.2019	Sortierung
	Zeitraum 2	Leerung 1	11.07.2019	Sortierung
		Leerung 2	18.07.2019	Metabarcoding
	Zeitraum 3	Leerung 1	03.09.2019	Metabarcoding
		Leerung 2	10.09.2019	Sortierung
Ruhstorf	Zeitraum 1	Leerung 1	21.06.2019	Metabarcoding
		Leerung 2	28.06.2019	Sortierung
	Zeitraum 2	Leerung 1	16.07.2019	Sortierung
		Leerung 2	23.07.2019	Metabarcoding
	Zeitraum 3	Leerung 1	06.09.2019	Metabarcoding
		Leerung 2	13.09.2019	Sortierung
Kelheim	Zeitraum 1	Leerung 1	27.05.2020	Sortierung
		Leerung 2	03.06.2020	Metabarcoding
	Zeitraum 2	Leerung 1	30.06.2020	Metabarcoding
		Leerung 2	07.07.2020	Sortierung
	Zeitraum 3	Leerung 1	27.08.2020	Metabarcoding
		Leerung 2	01.09.2020	Sortierung
Dachau	Zeitraum 1	Leerung 1	02.06.2020	Sortierung
		Leerung 2	09.06.2020	Metabarcoding
	Zeitraum 2	Leerung 1	03.07.2020	Metabarcoding
		Leerung 2	10.07.2020	Sortierung
	Zeitraum 3	Leerung 1	03.09.2020	Sortierung
		Leerung 2	08.09.2020	Metabarcoding

3.2.2 Malaisefallen

Bei dem verwendeten Fallentyp handelte es sich um die Malaisefalle nach Prof. Barták von der Firma bioform. Diese Fallenart erfasst insbesondere die Aktivitätsdichte flugaktiver Insekten (tag- und nachtaktiv), ist schwach selektierend und semiquantitativ (Sorg et al. 2013). Malaisefallen sind die derzeit gängige Methode zur Erfassung eines breiten Artenspektrums flugfähiger Insekten und kommen in zahlreichen wissenschaftlichen Untersuchungen zum Einsatz. Das BfN empfiehlt im Methodenleitsatz zum Aufbau eines bundesweiten Insektenmonitorings die Verwendung von Malaisefallen (BfN 2019).

Die Fallen wurden auf den Flächen mit ihrer Längsachse senkrecht zum Gewässer ausgerichtet (Abbildung 4). Der Fangbehälter befand sich dabei an dem vom Gewässer entfernten Ende der Falle. Die Maße der Fallen betragen: Breite x Länge x Höhe = 100 cm x 270 cm x 170 cm. Bei dem Netz handelte es sich um ein olivgrünes Gewebe mit 1 mm Maschenweite. Am höchsten Punkt der Falle befand sich ein Ausgangsstutzen mit einem Durchmesser von ca. 7 cm. Darauf saß der mit Fangflüssigkeit gefüllte Fangbehälter, die sog. Kopfdose. Die in die Malaisefalle einfliegenden, teilweise auch hineinkrabbelnden Tiere wanderten nach oben zum natürlichen Licht, landeten in der Kopfdose und wurden dort in der Fangflüssigkeit direkt konserviert. Der Deckel war zur Sicherheit nochmal mit einem Klebeband fixiert.

Als Fangflüssigkeit wurde eine Mischung aus 80-prozentigem Ethanol und Ethylenglykol im Verhältnis 2:1 eingefüllt. Der Zusatz des schwer flüchtigen Ethylenglykols wurde verwendet, um die Verdunstung auch bei hohen Temperaturen bzw. starker Sonneneinstrahlung zu reduzieren. Zur Reduktion der Oberflächenspannung wurde die Lösung mit etwas Spülmittel versetzt.



Abbildung 4: Malaisefalle (Typ Prof. Barták) im Gewässerrandstreifen (links) und in der Feldmitte mit Blick auf die Falle im Gewässerrandstreifen (rot umrandet) (rechts).

3.2.3 Bodenfallen

Bei den verwendeten Bodenfallen (Barberfallen) handelte es sich um in den Boden versenkte Gefäße, deren Rand ebenerdig abschloss. Dieser Fallentyp ist kaum selektierend und bildet die Aktivitätsdichte der epigäischen Tiere, nicht jedoch genaue Abundanzen ab. Die Fangergebnisse sind somit nicht nur von der Siedlungsdichte abhängig, sondern auch von Faktoren, die die Aktivität von Individuen bestimmen (wie z.B. Raumwiderstand, Temperatur und Witterung) (Greenslade, 1964).

Es wurden Einweg-Trinkbecher aus Plastik mit einem Fassungsvermögen von 0,3 Liter und einer Öffnung mit 7,2 cm Durchmesser verwendet. Als Überlaufschutz wurden jeweils 2 Becher ineinandergesteckt. In den äußeren Becher wurde in den Boden ein Loch (\varnothing 1 cm) gestanzt und in den inneren Becher wurden ca. 1 cm unterhalb der Oberkante auf zwei gegenüberliegenden Seiten zwei kleine Löcher (\varnothing 2 mm) gestanzt. So konnte überschüssiges Wasser, das z.B. durch größere und längere Niederschlagsereignisse eingetragen wird, ablaufen, ohne dass Tiere verloren gehen. Über die Bodenfalle wurde ein Gitter befestigt mit einer Maschenweite von 1,5 cm in der Diagonale. Dadurch sollte verhindert werden, dass Wirbeltiere, insbesondere Mäuse, in die Falle geraten. Zusätzlich wurde über der Falle ein Dach aus Plexiglas befestigt und bis ca. 10 cm über der Bodenoberfläche in den Boden gesteckt, zum Schutz vor Starkniederschlägen und vor unerwünschtem Eintrag von Vegetation (Abbildung 5).

Als Fangflüssigkeit wurde 25-prozentige Salzlösung verwendet, welche keinerlei Lockwirkung besitzt und lediglich der Konservierung der Tiere diente. Die Becher wurden zu zwei Drittel mit der Fangflüssigkeit gefüllt. Zur Reduktion der Oberflächenspannung wurde die Lösung mit etwas Spülmittel versetzt.



Abbildung 5: Bodenfalle mit Gitter und Dach in der Feldmitte (links) und im Gewässerrandstreifen (Mitte); Eine Reihe bestand aus 4 Bodenfallen im Abstand von jeweils 5 Metern (rechts, Bodenfallen sind rot umrandet).

3.2.4 Standortsspezifische Daten

Um Auswirkungen auf die Insektenfänge, die auf spezifische Vegetations- bzw. Bewirtschaftungsbedingungen zurückzuführen sind, zu erfassen, wurden zu jeder Leerung bzw. zum Fallenaufstellen folgende Daten erfasst: der Wasserstand im Fließgewässer, die

Vegetationshöhe (repräsentativ für die Untersuchungsfläche), das Vorkommen der Blütenfarben (weiß, gelb, rot, violett, blau und pink) im 15-Meter-Umkreis um jede Malaisefalle. Zusätzlich wurde pro Zeitraum der Deckungsgrad der Vegetation in einem repräsentativen Viertelquadratmeter geschätzt.

3.2.5 Daten zur Schlagbewirtschaftung

Den Landwirten wurde ein einfacher Fragebogen zu Bewirtschaftungsdaten der Probennahmeflächen zugesandt. Während im ersten Teil allgemeine Angaben zum Betrieb abgefragt wurden (Betriebssystem: ökologisch / konventionell), handelte der zweite Teil des Fragebogens spezifische Bewirtschaftungsmaßnahmen zu der untersuchten Fläche im Untersuchungsjahr ab, sowohl für den Gewässerrandstreifen (Breite, Alter, Einsaat, Nutzung / Schnitte und Anzahl der Nutzungen / Schnitte), als auch für die angrenzende Ackerfläche (Hauptkultur und Zwischenfruchtanbau im Untersuchungsjahr).

3.3 Probenanalyse im Labor

3.3.1 Probenaufbereitung

3.3.1.1 Malaisefallenproben

Um sämtliche Rückstände von Ethylenglykol aus den Proben zu entfernen, wurden alle Malaisefallenproben im Labor so schnell wie möglich (mind. aber einen Monat nach dem Tag der Probennahme) gespült. Dazu wurde die gesamte Flüssigkeit über ein Sieb (0,5 mm Maschenweite) abgossen und kurz mit 80-prozentigem Ethanol gespült. Die Insektenbiomasse wurde anschließend wieder in das Aufbewahrungsgefäß aus Plastik überführt und mit 80-prozentigem Ethanol aufgefüllt. Die Gefäße wurden im Dunkeln und bei einer konstanten Temperatur von ca. 11 °C und 63 % Luftfeuchte gelagert.

Vor jedem Spüldurchgang von Proben, die zur Genanalyse bestimmt waren, wurden alle Gegenstände, die mit der Probe in Kontakt kamen, in ein Bad mit Bleiche (DanKlorix, Verdünnung 1:5) (für Zeitraum 1 in Mengkofen) bzw. mit 20-prozentiger NaOH gelegt (alle anderen Leerungen). Dadurch wurde einer Verschleppung von Genmaterial entgegengewirkt.

3.3.1.2 Bodenfallenproben

Die Bodenfallen wurden über ein Sieb mit Maschenweite 0,5 mm abgekippt und in Glasflaschen überführt. Im Labor wurden die Proben nochmal mit Wasser gespült, Nacktschnecken, Steinchen und pflanzliches Material wurden dabei entfernt. Nachdem die Probe wieder ins Gefäß rücküberführt worden ist, wurden sie mit 80-prozentigem Ethanol aufgefüllt und im Dunkeln bei einer konstanten Temperatur von ca. 11 °C und 63 % Luftfeuchte gelagert.

3.3.2 Analyse der Malaisefallenfänge

3.3.2.1 Bestimmung des Abtropfgewichts der Malaisefallenproben

Die Bestimmung des Abtropfgewichts der Biomasse aus den Malaisefallenproben erfolgte nach Ssymank et al. (2018) in Anlehnung an die Krefeldstudie. Die Wiegung wurde frühestens eine Woche nachdem die Probe mit 80-prozentigem Ethanol gespült worden ist, durchgeführt.

Gemessen wurde die Probe in einem Edelstahlsieb mit einer Maschenweite von 0,5 mm. Vor der Wiegung wurde das Sieb mit einer Sprühflasche mit 80-prozentigem Alkohol befeuchtet und dann das Gewicht des feuchten Siebs mit einer Laborwaage bestimmt. Danach wurde die Probe komplett in das Sieb geleert, die überschüssige Feuchtigkeit wurde durch vorsichtiges Schwenken und Schwingen so gut wie möglich entfernt. Sobald der Zeitabstand zwischen zwei Tropfen der Probenflüssigkeit, die aus dem Sieb abtropften, größer als 10 Sekunden war, wurde das Gewicht bestimmt. Nach weiteren drei Minuten, in denen mit einem Spatel vorsichtig die Insekten mehrfach angehoben und gewendet wurden, wurde erneut gewogen (nur für die Proben aus dem Jahr 2019). Der komplette Vorgang wurde pro Probe drei Mal wiederholt: dazu wurde die Probe nach der 3-Minuten-Wiegung in ein Gefäß mit der ursprünglichen Abtropfflüssigkeit überführt und darin mehrfach geschwenkt. Anschließend wurde die Messung wie oben beschrieben erneut durchgeführt. Basierend auf den Ergebnissen aus dem Jahr 2019 (siehe Kapitel 4.1.1.1) wurde die Biomasse-Messung im Jahr 2020 angepasst: die Messung wurde nur noch zweimal nach 10 Sekunden durchgeführt, auf die Messung nach 3 Minuten wurde verzichtet.

Nach der ersten Wiegung wurden in der Abtropfflüssigkeit die Alkoholkonzentration, die Dichte und die Temperatur der Flüssigkeit bestimmt. Falls die Alkoholkonzentration unter 70 % lag, wurde die Messung abgebrochen, die Probe nochmal mit 80-prozentigem Ethanol gespült und vor der erneuten Wiegung mindestens eine Woche gelagert. Unterschiede in der Dichte der Flüssigkeit können das Gewicht der Probe ggf. beeinflussen und wirken sich auf die Abtropf- und Benetzungsfähigkeit aus. Im Optimalfall liegt die Dichte der Abtropfflüssigkeit möglichst nah bei der von 80-prozentigem Ethanol. Während der gesamten Wiegung wurde die Raumtemperatur beobachtet. Sobald diese über 26 °C anstieg, wurde die Messung abgebrochen, um die Verdunstung während des Wiegevorgangs möglichst vergleichbar zu halten.

Nachdem alle Wiegedurchgänge abgeschlossen waren, wurden die Insekten in das Probengefäß zurücküberführt. Das Probengefäß wurde mit 80-prozentigem Ethanol (Proben, die für die klassische Sortierung bestimmt waren) bzw. 95-prozentigem Ethanol (Proben, die für die Genanalyse bestimmt waren) aufgefüllt.

Vor der Wiegung der Proben, die zur Genanalyse vorgesehen waren, wurden alle Gegenstände, die mit der Probe in Berührung kamen, für eine Minute in einer 20-prozentigen Natronlauge gebadet und danach gründlich mit demineralisiertem Wasser gespült. Dadurch wurde einer Verschleppung von Genmaterial entgegengewirkt.

3.3.2.2 Klassische Sortierung der Insekten nach morphologischen Merkmalen

Aus beiden Untersuchungsjahren wurden jeweils 120 Malaisefallenproben für die Sortierung in taxonomische Gruppen ausgewählt (Tabelle 1). Obwohl es sich bei dem größten Teil der gefangenen Tiere um Insekten handelte, fanden sich auch Tiere aus der Gruppe der Spinnentiere in der Probe. Der Einfachheit wegen werden die gefangenen Tiere im Bericht

kurz nur Insekten genannt. Die zugrundeliegende Sortierliste, in welche Gruppen die Tiere aufgeteilt wurden, wurde anhand von Expertenerfahrungen und Literaturanalysen erstellt. Die Einteilung in 49 Gruppen (s. Anhang I) basierte dabei auf folgenden Kriterien: 1) sichere und schnelle Zuordnung der Tiere in die jeweilige Gruppe durch Personen ohne entomologische Vorkenntnisse nach kurzer Einarbeitungszeit; 2) Erfassung der wichtigsten Arthropodenordnungen; und 3) weitere Unterteilung für einzelne gut untersuchte Gruppen mit wichtigen Ökosystemfunktionen. Die Schwebfliegen als wichtige Nützlinge im Agrarökosystem (Larven sind teilweise wichtige Schädlingsregulatoren, Imagines wichtige Bestäuber) wurden von Dieter Doczkal auf Artebene bestimmt und das Geschlechterverhältnis ermittelt. Die Bestimmung der semiaquatischen Insekten als Leitarten an Gewässern wurde von Monika Hess übernommen.

3.3.2.3 DNA-Metabarcoding und Trockengewichtbestimmung

Aus beiden Untersuchungsjahren wurden jeweils 120 Malaisefallenproben für das DNA-Metabarcoding ausgewählt (Tabelle 1). Dabei handelt es sich um die molekulare Bestimmung des Artenspektrums aus Mischproben, bestehend aus einer Vielzahl von Individuen. Die genetische Analyse erfolgte durch die AIM (Advanced Identification Methods) GmbH nach deren standardisierter Methode, wie sie bei Panassiti et al. (2023) genauer beschrieben wurde.

Für ein besseres Ergebnis bei der Hochdurchsatz-DNA-Sequenzierung wurde dort vorab eine Größenfraktionierung durchgeführt. Durch diese Aufteilung der Probe mit einem Sieb (6,5 mm Durchmesser) erhöht sich die Nachweisbarkeit insbesondere für Arten, die in der Probe weniger dominant vertreten oder besonders klein sind. Anschließend wurden die Proben getrocknet (mit Bestimmung des Trockengewichts nach einer Trocknung im Trockenschrank bei 65 °C für mind. 6 Std), gemahlen und homogenisiert. Von einem Teil des Insektenmehls wurde die DNA extrahiert und amplifiziert (Primer: dgLco und mlCOIntF). Nach der Hochdurchsatz DNA-Sequenzierung wurden die Daten in mehreren Schritten aufbereitet und dann mit drei verschiedenen Datenbanken abgeglichen: BOLD (Stand Ende 2019), NCBI (Stand Frühjahr 2019) und dem auf maschinellem Lernen beruhenden RDP classifier. Die Konsensus-Taxonomie ergibt sich aus der Kombination der Ergebnisse aus beiden Plattformen BOLD und NCBI und dem RDP classifier.

3.3.3 Analyse der Bodenfallenfänge

3.3.3.1 Klassische Sortierung der Insekten

Bei den insgesamt 480 Bodensammelproben, bestehend aus 1920 Einzelproben, wurden die Individuenanzahl und die Vielfalt ermittelt, indem sie in ausgewählte taxonomische Gruppen sortiert und gezählt wurden. Wie bereits bei den Malaisefallenproben erläutert handelt es sich bei dem größten Teil der gefangenen Tiere um Insekten. Obwohl sich in den Bodenfallen in größerem Umfang auch Spinnen, Hundertfüßer und Schnecken befanden, werden die gefangenen Tiere der Einfachheit wegen im Bericht häufig nur Insekten genannt. Die dafür zugrundeliegende Sortierliste wurde basierend auf Expertenerfahrungen und Literaturanalysen erstellt. Die Einteilung in 19 Gruppen (18 verschiedene Arthropoden-Gruppen, plus eine Gruppe für die Gehäuseschnecken) (s. Anhang II) basierte auf folgenden Kriterien: 1) sichere und schnelle Zuordnung der Tiere in die jeweilige Gruppe durch Personen ohne entomologische Vorkenntnisse nach kurzer Einarbeitungszeit; 2) Erfassung der wichtigsten

epigäischen Arthropodenordnungen; und 3) weitere Unterteilung für einzelne gut untersuchte Gruppen mit wichtigen Ökosystemfunktionen. Bei den Hautflüglern (Hymenoptera) wurden nur die Ameisen und die Bienen berücksichtigt, Vertreter der Zweiflügler (Diptera) und Springschwänze (Collembola) wurden nicht erfasst.

Die Gruppen der Laufkäfer und Spinnentiere wurden aufgrund ihrer Rolle als wichtige Nützlinge im Agrarökosystem (bedeutende Funktion als natürliche Schädlingsregulatoren) für ausgewählte Zeiträume von Experten auf Artebene (Spinnen, Weberknechte, Pseudoskorpione: Dr. Christof Manhart und Dr. Theo Blick; Laufkäfer: Wolfgang Lorenz und Johannes Burmeister) bestimmt: Bei den Spinnentieren Zeitraum 1 und 2 jeweils die zweite Leerung, bei den Laufkäfern Zeitraum 1, 2 und 3 jeweils die zweite Leerung.

3.4 Statistische Auswertung

Die statistische Analyse sowie die Erstellung der Graphiken erfolgten mit dem Statistik-Programm R (R Core Team 2019) und mit Microsoft Excel (Office 2021).

Für die statistische Auswertung wurde ein gemischtes multivariates Regressionsmodell verwendet, bei dem die Schläge eingebettet in der Region als zufällige Faktoren und der Gewässerrandstreifen und der Standort der Falle (ob am Gewässerrand oder in der Feldmitte) sowie deren Wechselwirkung als feste Faktoren berücksichtigt wurden. Zusätzlich wurde die Standzeit als Offset mitgeführt, falls die Werte nicht bereits davor standardisiert worden sind. Für jedes Modell wurden die Voraussetzungen überprüft (Normalverteilung der Residuen, Varianzhomogenität und Equidispersion) (s. Anhang III).

Die Messwiederholungen für das Abtropfgewicht der Insektenbiomasse nach 10 Sekunden wurden gemittelt (bei den Daten aus 2019 aus drei Werten, bei den Werten aus 2020 aus zwei Werten) und durch die Standzeit der Falle geteilt. Aus den zwei standardisierten Werten der beiden Leerungen eines Zeitraums wurde der Mittelwert gebildet (bei zwei Standorten fehlte jeweils eine Leerung, sodass die andere Leerung als Einzelwert gezählt wurde). Die drei Werte für die drei Zeiträume wurden dann auch wieder gemittelt, sodass am Ende jeder Fallenstandort mit einem Messwert für die Insektenbiomasse in das statistische Modell einfluss. Hierbei wurde eine Gaußsche Verteilung angenommen und die Werte wurden logarithmiert.

Für die Artenzahlen aus dem Metabarcoding-Datensatz wurden in einem ersten Schritt die Werte der Mikro- und Makrofraktion einer Probe aufsummiert. Anschließend wurde der Datensatz in Präsenz-/Absenzdaten transformiert, indem alle Werte größer null gleich eins gesetzt wurden. In diesem Stadium wurde die Anzahl der einzigartigen OTUs pro Fallenstandort über alle drei Zeiträume ermittelt. Für die weiteren Biodiversitätsindikatoren wurde die Tabelle dann auf Arthropoden gefiltert. Die Anzahl der einzigartigen BINs (Abgleich nur mit der BOLD-Datenbank, BOLD-Hit-ID > 97 %) pro Fallenstandort wurden dann analog über alle drei Zeiträume ermittelt. Bei den folgenden zwei Biodiversitätsindikatoren wurde die Konsensus-Taxonomie verwendet, die durch Abgleich mit den beiden Datenbanken (BOLD und NCBI) und dem RDP-classifier entstand und die Taxonomie der Genauigkeit und Sicherheit der Zuordnungen anpasst. Da so Angaben auf unterschiedlichen taxonomischen Ebenen vorliegen, wurde das Artenminimum geschätzt. Taxonomische Einheiten oberhalb der Arten wurden als Arten gezählt, wenn die Probe keine Taxa auf niedrigeren, besser bestimmten Ebenen enthielt (Burmeister & Panassiti 2022). Bei den Fulldet-Arten wurden nur die Daten verwendet, bei denen die Bestimmung bis auf Artniveau möglich war. Analog zu den anderen Biodiversitätsindikatoren wurden auch hier die einzigartigen Arten pro Fallenstandort über alle Zeiträume zusammengefasst. Für die Artenzahlen

gesamt und für die Untergruppen (Diptera, Hymenoptera, Hemiptera, Coleoptera und Lepidoptera) wurde eine negativ binomiale oder eine Poisson-Verteilung angenommen.

Für die statistische Auswertung der Individuenzahlen (Gesamtartenzahl, Diptera, Hymenoptera, Hemiptera, Coleoptera, Lepidoptera) wurden die Werte für die drei Leerungen aufsummiert. Dem Modell wurde eine negativ binomiale oder Poisson-Verteilung zugrunde gelegt.

Bei den Schwebfliegen, die nach morphologischen Merkmalen bestimmt wurden, wurden die Individuenzahlen für die drei Leerungen aufsummiert und für die Artenzahlen wurden alle erfassten Arten pro Fallenstandort über die drei Zeiträume ermittelt. Bei den Individuenzahlen wurde eine negativ binomiale Verteilung und bei den Artenzahlen eine Poisson-Verteilung angenommen. Für die Schwebfliegen (Artenminimum auf Flächenebene) aus dem Metabarcoding wurde eine Gauß-Verteilung verwendet (link=log).

Bei den Individuenzahlen für die Bodenfallendaten (Gesamtindividuen, Spinnen, Laufkäfer, Kurzflügler, Myria-/Isopoda, Ameisen, Laufkäfer) wurden die Individuen je Fallenstandort über alle Zeiträume und Leerungen aufsummiert (zwei Fehlproben wurden nicht gewertet). Für alle Untergruppen wurde eine negativ binomiale Verteilung angenommen.

Für die erfassten Laufkäfer und Spinnen aus der Artdetermination nach morphologischen Merkmalen wurden die Individuenzahlen je Fallenstandort über die untersuchten Leerungen und Zeiträume hinweg aufsummiert. Bei den Artenzahlen wurden die einzigartigen Arten eines jeden Fallenstandorts über die Anzahl der Leerungen zusammengenommen. Dabei ist zu beachten, dass bei den Spinnen nur jeweils eine Leerung aus Zeitraum 1 und 2 betrachtet wurde, während bei den Laufkäfern auch der dritte Zeitraum ausgewertet wurde. Bei den Spinnen wurden zwei Fehlproben weggelassen, bei den Laufkäfern wurden die zwei Proben plus die zwei weiteren, die zu den Transekten derselben Fläche gehörten, durch die andere Leerung im selben Zeitraum ersetzt. Für die Individuenzahlen wurde jeweils eine negativ binomiale Verteilung und für die Artenzahlen eine Poisson-Verteilung verwendet.

Für die Auswertung zur Ähnlichkeit der Artengemeinschaften wurde eine nicht-metrische multidimensionale Skalierung (NMDS) verwendet. Dabei werden die Fallenstandorte räumlich angeordnet, sodass die Abstände zwischen ihnen den Un- / Ähnlichkeiten in der Artengemeinschaft entsprechen. Da bei den Metabarcodingdaten ausschließlich Präsenz- / Absenzdaten betrachtet wurden, wurde hier als Distanzmatrix ‚jaccard‘ verwendet. Als Ähnlichkeitsanalyse für die Artengemeinschaften der Schwebfliegen, Laufkäfer und Spinnen aus der Artdetermination nach morphologischen Merkmalen wurde die Distanzmatrix ‚bray-curtis‘ verwendet, da auch die Individuenzahlen mit einfließen.

Die im Bericht genannten Werte beziehen sich auf die Originaldaten und nicht auf die Schätzwerte, die die Modelle liefern, andernfalls wird ausdrücklich darauf hingewiesen.

Alle Artenakkumulationskurven wurden mit dem iNEXT package (Hsieh et al. 2016) für R berechnet. Als Basis dienten jeweils die einzigartigen Werte für die Fallenstandorte.

Die Korrelationen zwischen den Biodiversitätsindikatoren aus dem Metabarcoding wurden mit dem Pearson Korrelationskoeffizienten berechnet, die Korrelationen zwischen den Insektendaten (Individuenzahlen, Artenzahlen, Insektenbiomasse) und den Vegetations- / Bewirtschaftungsdaten mit dem Rangkorrelationskoeffizienten nach Spearman, weil die Normalverteilung der Daten nicht gegeben war.

Während im folgenden Bericht immer Arthropoden betrachtet wurden, wird der Einfachheit wegen oft nur von Insekten gesprochen.

4 Ergebnisse

4.1 Insektenbiomasse der flugfähigen Insekten erfasst über Malaisefallen

4.1.1 Messmethodenvergleich für die Bestimmung der Insektenbiomasse

4.1.1.1 Vergleich der Insektenbiomassewerte von unterschiedlichen Abtropfzeiten

Die Messung des Insektenabtropfgewichts der Malaisefallenfänge führte bei der 3-Minuten Messung im Mittel zu einem Wert, der ca. 0,9 g unter dem Wert für die 10-Sekunden-Messung lag. In Abbildung 6 ist die Korrelation zwischen dem Messwert des Insekten-Abtropfgewichts nach 10 Sekunden und nach 3 Minuten dargestellt. Die beiden Parameter korrelieren signifikant mit einem Spearman's rank correlation $\rho=0,999$, bei $p < 0,01$. Es handelt sich also um eine sehr starke Korrelation laut Cohen (1988).

Die Standardabweichung der drei Messwerte für die 10-Sekunden-Messung bewegt sich zwischen 0,01 g und 2,77 g, der Median liegt bei 0,56 g. Die Streuung der Messwerte bei der 3-Minuten-Messung ist etwas geringer: 0,046 g - 1,59 g, Median: 0,46 g. Die Mediane der Standardabweichungen unterscheiden sich jedoch nur um 0,1 g. Ähnliches zeigt sich auch bei einem Blick auf die Standardfehler für jeweils die 10-Sekunden-Messung und 3-Minuten-Messung: Bei der 10-Sekunden-Messung liegt der Median bei 0,32 g (Min: 0,01, Max: 1,60), bei der 3-Minuten-Messung bei 0,26 g (Min: 0,03, Max: 0,92).

Die drei Messwiederholungen, sowie die erneute Messung nach drei Minuten verbessert demnach den Messwert nur unerheblich. Basierend auf diesen Erkenntnissen und aus Kapazitätsgründen erfolgte im zweiten Untersuchungsjahr (2020) die Bestimmung der Insektenbiomasse daher ausschließlich durch eine zweimalige Messung des Abtropfgewichtes nach 10 Sekunden.

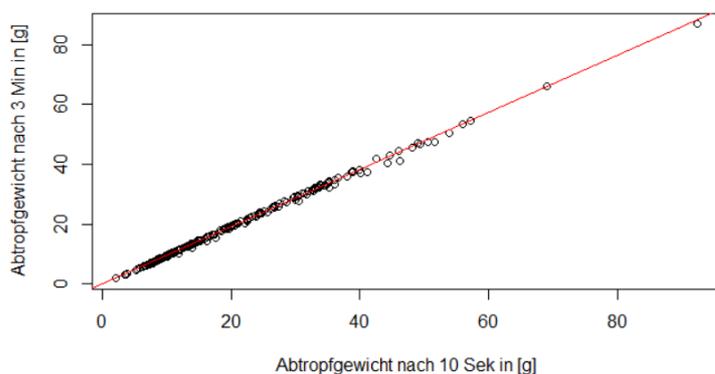


Abbildung 6: Zusammenhang zwischen den Messwerten für das Insekten-Abtropfgewicht nach 10 Sekunden und nach 3 Minuten; Adj. $R^2=0,998$, $p < 0,01$ ($n=240$ Malaisefallenproben aus dem Jahr 2019, Untersuchungsgebiete Mengkofen und Ruhstorf).

4.1.1.2 Vergleich der Messwerte für die Insektenbiomasse bestimmt über das Abtropfgewicht und das Trockengewicht

In Abbildung 7 wird das Trockengewicht für jede der 240 Proben, die zur DNA-Analyse gesandt wurden, gegen den jeweiligen Mittelwert aus den drei (2019) bzw. zwei (2020) Messungen für das Abtropfgewicht bei 10 Sekunden graphisch aufgetragen. Im Schnitt macht das Trockengewicht 14 % des Abtropfgewichts aus. Die beiden Parameter korrelieren signifikant mit einem Spearman's rank correlation $\rho = 0,94$, bei $p < 0,01$. Es handelt sich also um einen sehr starken Zusammenhang. Messungenauigkeiten beim Abtropfgewicht, die v.a. bei Proben zu erwarten wären mit großen, stark mit Flüssigkeit vollgesaugten Tieren, oder bei Proben mit vielen Tieren, bei denen sich Flüssigkeitsblasen zwischen den Körperanhängen bilden, fallen daher nicht stark ins Gewicht.

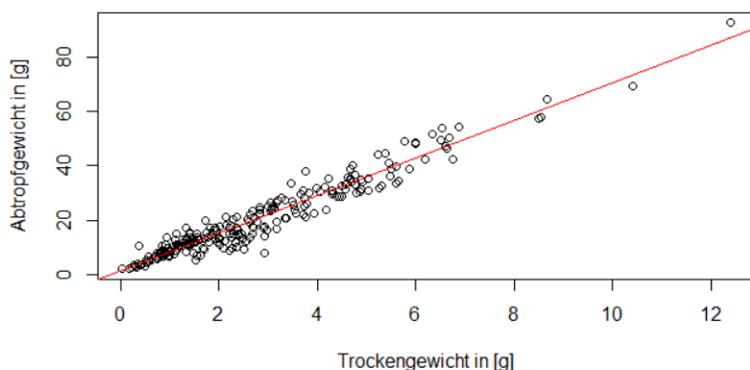


Abbildung 7: Darstellung der Korrelation zwischen Trockengewicht und Abtropfgewicht nach 10 Sekunden; Adj. $R^2=0,94$, $p < 0,01$, ($n=120$ Malaisefallenproben aus dem Jahr 2019 und $n=120$ Malaisefallenproben aus dem Jahr 2020, jeder Messwert stellt die Summe der Insektenbiomasse aus i.d.R. 7 Fangtagen dar).

4.1.2 Ergebnisse zur Insektenbiomasse über das Abtropfgewicht in den Varianten, Untersuchungsregionen und Zeiträumen

Die Messwerte für das Abtropfgewicht der Insektenbiomasse pro Probe schwankten zwischen 0,4 g/Tag und 8,25 g/Tag, wobei die Streuung am Gewässerrand mit einer Standardabweichung von 1,6 g/Tag höher ausfiel als in der Feldmitte mit einer Standardabweichung von 1,1 g/Tag. In der Feldmitte wurden im Mittel 1,9 g/Tag gefangen, unabhängig davon, ob ein Gewässerrandstreifen vorhanden war oder nicht. Am Gewässerrand hingegen wurden durchschnittlich 2,5 g/Tag ohne Streifen und 3,5 g/Tag mit Streifen gemessen. Der Unterschied zwischen den beiden Varianten am Gewässer war signifikant (Abbildung 8) mit einem vom Modell geschätzten Mittelwert, der im Gewässerrandstreifen um 31,5 % höher war, als am Gewässerrand ohne Streifen.

Die erhobenen Daten zeigen, dass im Gewässerrandstreifen im Mittel über alle Untersuchungsflächen eine um 40 % höhere Insektenbiomasse gefangen wurde, als wenn kein Streifen vorhanden war. Auf die Insektenbiomasse in der Feldmitte hatte der Streifen jedoch keinen Einfluss.

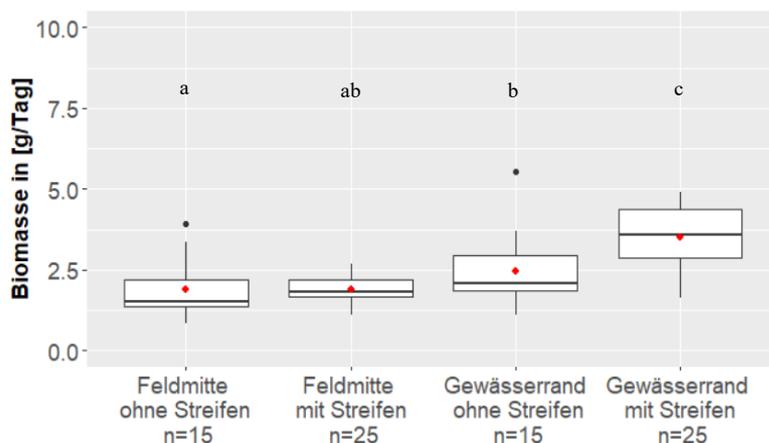


Abbildung 8: Graphische Darstellung der Insektenbiomasse für die vier Varianten über alle vier Untersuchungsregionen und beide Untersuchungsjahre (2019 und 2020) (n= Anzahl beprobter Flächen je Variante), roter Punkt ist der Mittelwert über alle Malaisefallenstandorte je Variante (unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede).

Im Jahr 2019 betrug die mittlere Insektenbiomasse, die über alle Varianten hinweg in den Regionen Mengkofen und Ruhstorf a.d. Rott gefangen wurde, jeweils im Mittel 2,8 g/Tag, im Jahr 2020 in Kelheim 2,4 g/Tag und in Dachau 2,0 g/Tag. Große Ähnlichkeiten herrschten dabei bei den Insektenbiomassen, die im selben Jahr erhoben wurden. Dabei gilt jedoch zu beachten, dass alle Regionen dieser Studie in derselben Naturraumeinheit (Großregion dritter Ordnung) lagen, dem Unterbayerischen Hügelland.

Laut Irvine & Woods (2007) wirken sich eine Beschattung der Falle und vertikale Hindernisse in der direkten Umgebung negativ auf die Fangeffizienz aus in Abhängigkeit von der Insektengruppe; Dies war aber weitgehend nicht der Fall. Die Fängigkeit der Malaisefallen ist ferner abhängig von der Aktivität der Insekten, die wiederum von jahreszeitlichen Dynamiken und von Wettereinflüssen beeinflusst wird. Für die zwei Regionen, die im selben Jahr untersucht worden sind, waren die Witterungsverhältnisse weitestgehend gleich, da die Fallen in einer Region alle am selben Tag aufgestellt wurden und die zwei Regionen möglichst zeitnah (meist zwei bis fünf Tage, einmal elf Tage Unterschied) beprobt wurden.

Das Muster in allen vier Regionen zwischen den Varianten ist identisch: im Gewässerrandstreifen wurde im Mittel eine höhere Insektenbiomasse gefangen, die Fänge in der Feldmitte wurden kaum von dem Vorhandensein eines Gewässerrandstreifens beeinflusst (Abbildung 9). Dabei schwankt jedoch zwischen den Regionen und den unterschiedlichen Untersuchungsjahren die durchschnittliche prozentuale Steigerung der Insektenbiomasse bei Vorhandensein eines Gewässerrandstreifens stark:

- 2019: Mengkofen: Steigerung im Mittel um 31 %, Ruhstorf a.d. Rott: Steigerung im Mittel um 19 %
- 2020: Dachau: Steigerung im Mittel um 66 %, Kelheim: Steigerung im Mittel um 63 %

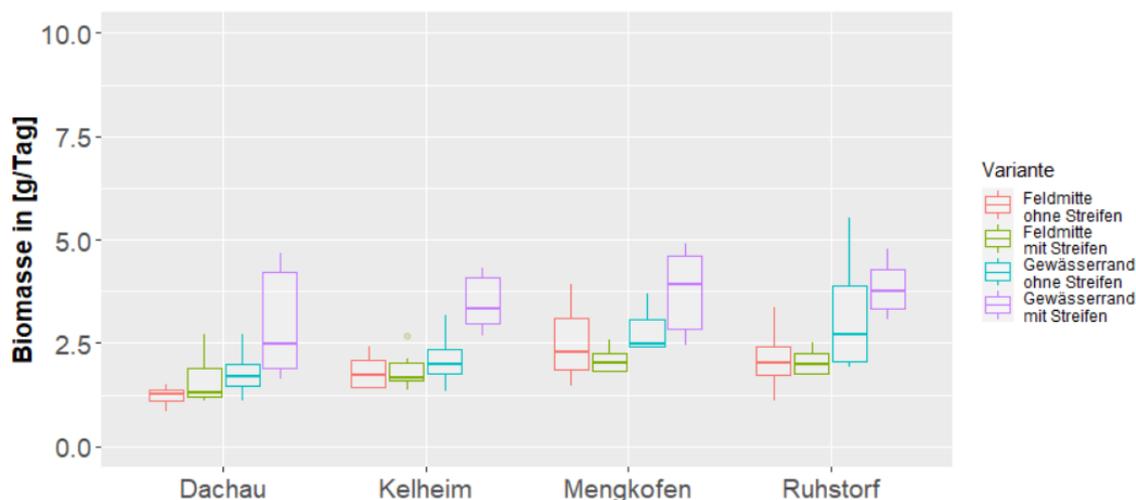


Abbildung 9: Mittlere Insektenbiomasse je Variante in den vier Untersuchungsregionen, $n=80$ (je Region $n=20$, davon jeweils die Hälfte in der Feldmitte und am Gewässerrand; Dachau: ohne Streifen $n=4$, mit Streifen $n=6$; Kelheim: ohne Streifen $n=4$, mit Streifen $n=6$; Mengkofen: ohne Streifen $n=3$, mit Streifen $n=7$; Ruhstorf: ohne Streifen $n=4$, mit Streifen $n=6$).

Eine Aufschlüsselung der mittleren Insektenbiomasse pro Falle nach dem Fangzeitraum (Abbildung 10 oben) zeigte für die zwei Regionen aus dem Jahr 2020 (Dachau und Kelheim) eine etwas geringere Biomasse für den ersten Fangzeitraum (im Schnitt 1,4 g/Tag). In der Region Mengkofen wies der dritte Zeitraum die höchsten Insektenbiomasse-Werte auf (im Mittel 3,8 g/Tag), während in Ruhstorf in den Zeiträumen 1 und 2 im Regionenvergleich für die jeweiligen Zeiträume die höchsten Biomassewerte feststellbar waren (Zeitraum 1: 2,9 g/Tag, Zeitraum 2: 3,2 g/Tag).

Bei der Aufgliederung der Daten nach Zeitraum und Variante zeigte sich, dass bei allen Varianten, außer beim Gewässerrand mit Streifen, im Zeitraum drei die höchste Insektenbiomasse gefangen wurde (Abbildung 10 unten). In der Feldmitte stieg die Insektenbiomasse im Durchschnitt von Zeitraum 1 auf 2 um ca. 0,5 g/Tag und von Zeitraum 2 auf 3 nochmal um ca. 0,9 g/Tag auf etwa 2,7 g/Tag. Beim Gewässerrand ohne Streifen war der mittlere Anstieg von Zeitraum 1 auf 2 mit ca. 0,6 g/Tag höher als von Zeitraum 2 auf 3 mit ca. 0,4 g/Tag. Der Gewässerrandstreifen wies im ersten Zeitraum eine hohe Streuung auf und lag im zweiten Zeitraum am höchsten mit im Schnitt 4,5 g/Tag. Ein Grund dafür ist, dass die höchste Blütendichte der Blütenpflanzen in den untersuchten Gewässerrandstreifen im Juni und Juli erreicht wurde und daher die Insekten im Gewässerrandstreifen Nahrung finden und sich dort vermutlich vermehrt aufgehalten haben. Zum dritten Zeitpunkt spielten die Streifen als Nahrungshabitat eine untergeordnete Rolle. Dies spiegelt sich auch in der Deckung der blühenden Kräuter im Umkreis um die Malaisefallenstandorte im Gewässerrandstreifen wider: im Zeitraum 1 betrug sie im Mittel 8,4 %, in Zeitraum 2 im Mittel 11,6 % und im letzten Zeitraum nur noch 6 % (gemittelt über alle Regionen). Je nach Bewirtschaftung standen in der Feldmitte zum dritten Zeitpunkt entweder Zwischenfrüchte, Mais oder das Feld war bereits bearbeitet, was zu einem hohen Anteil offenen Bodens führte. Die Streuung der Werte für die Insektenbiomasse in den beiden Varianten in der Feldmitte war demnach im dritten Zeitraum am höchsten.

Die Bedeutung der Messwiederholung zu unterschiedlichen Zeitpunkten wird dadurch deutlich. Unterschiedliche Insektenarten erreichen ihre höchste Individuendichte und ihre

Hauptaktivitätszeit zu unterschiedlichen Zeiten im Jahr. Um ein möglichst breites phänologisches Spektrum abzudecken, sind somit mehrere Messungen im Jahr zwingend nötig.

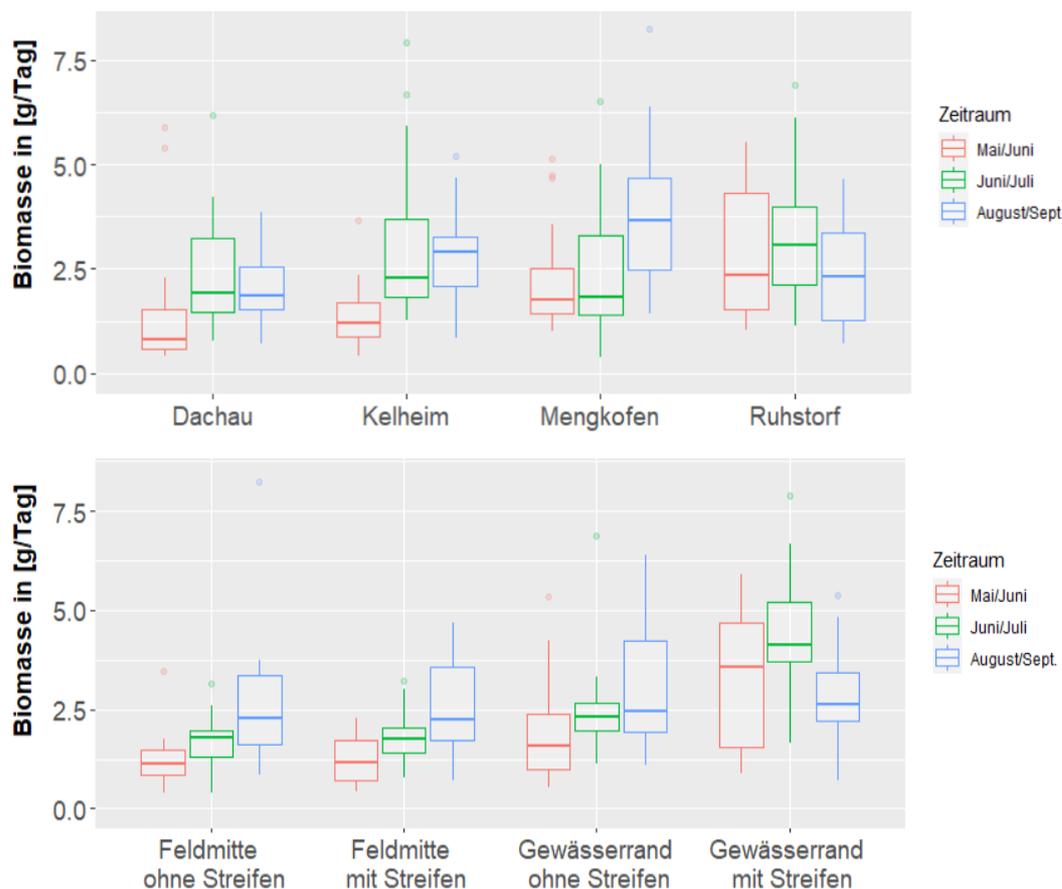


Abbildung 10: Insektenbiomasse in den drei verschiedenen Zeiträumen für die vier Regionen (obere Graphik) und über alle Varianten (untere Graphik), wobei hier die Einzelwerte pro Zeitraum als echte Wiederholungen betrachtet wurden (je Fallenstandort drei Messwerte, $n(\text{gesamt})=240$).

Zum besseren Verständnis der gewonnen Insektenbiomasse-Daten wurden die Insektenbiomassewerte aus dieser Studie mit den Daten aus der Krefeldstudie (Hallmann et al. 2017) verglichen (Abbildung 11). Während sich die Fallen aus der Krefeldstudie allesamt in Naturschutzgebieten (in NRW, Thüringen und Brandenburg) befanden, standen die Fallen in dieser Studie auf landwirtschaftlich genutzten Flächen, zur Hälfte in der Mitte von Acker-schlägen. Die Daten der Krefeldstudie gegen Ende des 27-jährigen Versuchszeitraums bewegen sich etwa im selben Rahmen wie die Daten aus diesem Projekt. Zu beachten ist jedoch, dass unterschiedliche Malaisefallen-Typen verwendet wurden: während in unserem Projekt der Typ nach Barták Verwendung fand, wurde bei der Krefeldstudie mit Malaise-fallen nach dem Townes-Typ gefangen. Uhler et al. (2022) zeigten, dass mit dem Barták-Typen signifikant weniger Insektenbiomasse und Taxa detektiert wurden, als mit dem Townes-Typ. D.h. dass in dem Vergleich die Insektenbiomassen aus unserer Studie eher noch unterschätzt wurden. Unterschiede in der Biomasse zwischen Nord- und Süddeutschland sind jedoch nicht auszuschließen.

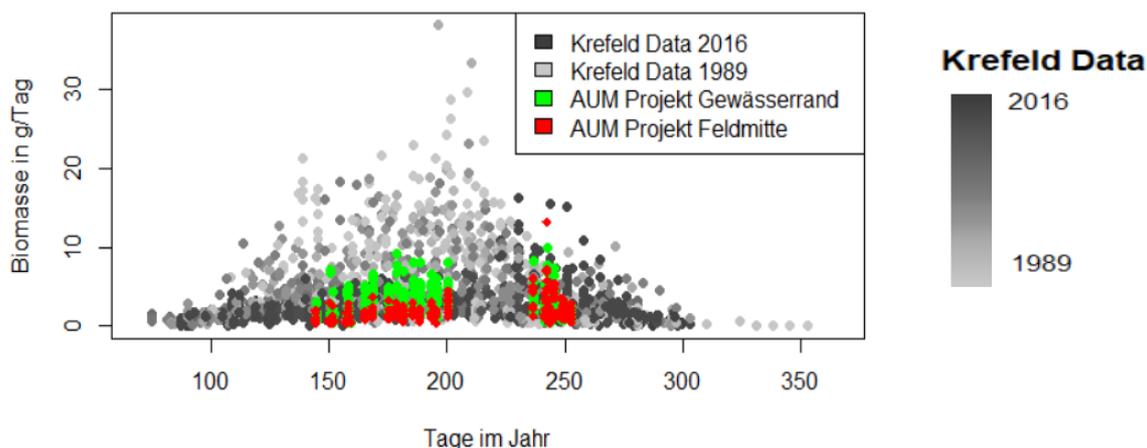


Abbildung 11: Vergleich der Insektenbiomasse-Daten aus der Krefeldstudie (Hallmann et al. 2017) mit den aus diesem Projekt gewonnenen Werten in agrarisch genutzten Flächen aus den Malaisefallen in der Feldmitte (rote Punkte) und am Gewässerrand (grüne Punkte). Eine Unterscheidung zwischen Gewässerrand mit und ohne Streifen wurde nicht aufgeführt.

4.1.3 Artenvielfalt der Insekten (Ergebnisse aus Metabarcodinganalysen)

Die Artenzahlen wurden für vier verschiedene Biodiversitätsindikatoren aus den Metabarcoding-Daten abgeleitet:

- Anzahl der OTUs (operational taxonomic unit), ungefiltert: Sequenzgruppen, die sich nicht mehr als 2 % voneinander unterscheiden und damit Gruppen von eng verwandten Individuen klassifizieren.
- Anzahl der BINs (Barcode Index Numbers), gefiltert auf Arthropoden und BOLD Hit ID > 97 %: Gruppen von OTUs, welche eine sehr hohe Übereinstimmungsrate mit den tatsächlichen Arten haben.
- Artenminimum, gefiltert auf Arthropoden: dabei wurde jede OTU-Gruppe, die nicht bis auf Art zugeordnet werden konnte, nur dann als eigene Art gezählt, wenn keine genauere taxonomische Einheit in dieser Probe vertreten war. So wurde z.B. ein lediglich bis zur Familie bestimmbarer Sequenz nur dann als eigenständige Art in der Probe gezählt, wenn kein Tier aus derselben Familie auf Gattungs- oder Artebene nachgewiesen wurde.
- Fulldet-Arten, gefiltert auf Arthropoden: hierbei wurden nur die OTU-Gruppen gezählt, die bis auf Artebene zugeordnet werden konnten.

Die jeweiligen Werte der vier verschiedenen Biodiversitätsindikatoren korrelieren stark. Im Folgenden wird als Indikator für die Artenvielfalt der Insekten das geschätzte Artenminimum herangezogen, da es den Ungenauigkeiten bei der Klassifikation und den verschiedenen Tiergruppen am ehesten gerecht wird. Die Werte der OTUs, die gerne als Indikator für die Biodiversität verwendet werden, sind deutlich höher als die anderen drei Indikatoren, da hier noch kein weiteres Clustering stattgefunden hat. Unterschiedliche OTUs können auch der gleichen taxonomischen Einheit zugeordnet werden, dadurch ist die Anzahl höher als die reale Artenanzahl.

Die über alle vier Regionen aufsummierten Artenzahlen am Gewässerrand sind höher als

die der Feldmitte (unabhängig vom Vorhandensein eines Streifens) (Abbildung 12). Dabei gibt es Arten, die nur in der Feldmitte vorkamen, jedoch deutlich mehr Arten, die nur am Gewässerrand gefangen wurden.

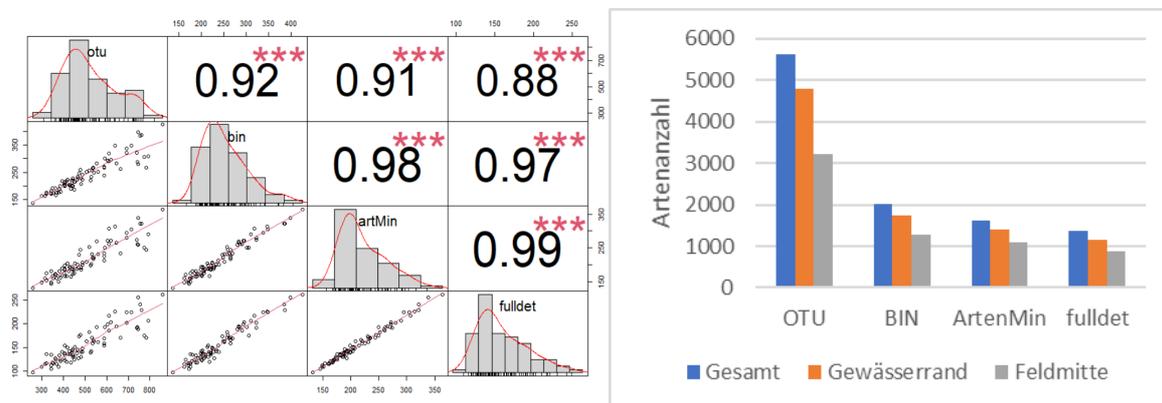


Abbildung 12: Korrelation der unterschiedlichen Biodiversitätsindikatoren (links) und der Vergleich dieser Werte in Abhängigkeit von der Variante (Artensumme über alle n=80 Malaisefallen in den vier Untersuchungsregionen) (rechts).

Insgesamt wurden über alle Flächen und Regionen hinweg im Artenminimum 1625 verschiedene Arthropodenarten entdeckt, die aber nicht immer exakt einer Art zugeordnet werden konnten. Die über den insgesamt 3-wöchigen Fangzeitraum pro Fallenstandort so aufsummierte Minimumartenzahl schwankte zwischen 134 und 263 Arten in der Feldmitte und 183 und 360 Arten am Gewässerrand. In der Feldmitte lag die Artenvielfalt im Mittel bei 177 Arten je Fläche, unabhängig davon, ob ein Gewässerrandstreifen vorhanden war oder nicht. Am Gewässerrand hingegen wurden durchschnittlich 228 Arten je Fläche ohne Gewässerrandstreifen und 265 Arten mit Streifen erfasst (Abbildung 13).

Aus dem gemischten multivariaten Regressionsmodell ergibt sich ein signifikanter Unterschied mit einem vom Modell geschätzten Mittelwert, der im Gewässerrandstreifen um 15 % höher liegt als am Gewässerrand ohne Streifen. Die erhobenen Daten zeigen, dass bei Vorhandensein eines Gewässerrandstreifens im Mittel 16 % mehr Arten gefangen wurden, im Vergleich zu einem Gewässerrand ohne Streifen. Auf die Artenvielfalt in der Feldmitte hatte der Streifen jedoch keinen Einfluss.

Für die mittlere Anzahl aller Arten sowie für die Ordnung der Lepidoptera zeigte sich eine signifikant höhere Artenvielfalt für die Variante Gewässerrand mit Streifen im Vergleich zu den anderen drei Varianten (Abbildung 13). Für die Ordnungen der Diptera, Hymenoptera, Hemiptera und Coleoptera war kein Unterschied zwischen den beiden Varianten am Gewässerrand mit und ohne Streifen feststellbar, jedoch lag der Median der Artenzahlen von Flächen mit einem Gewässerrandstreifen immer über denen ohne. Weiterhin unterschied sich der Gewässerrand mit Streifen immer signifikant von der Feldmitte. In der Variante Gewässerrand ohne Streifen, in der die Malaisefalle im Acker (Abstand ca. 5 m zur Böschungsoberkante des Gewässers) stand, lag die Artenvielfalt bei allen Gruppen außer den Hemiptera signifikant höher als in der Feldmitte (Abstand 80 m zum Gewässer). Dies deutet auf einen Ausstrahlungseffekt vom Gewässerufer mindestens in die ersten 5 m der

Ackerfläche hin. Die Fänge in der Feldmitte wurden nicht vom Vorhandensein eines Gewässerrandstreifens beeinflusst.

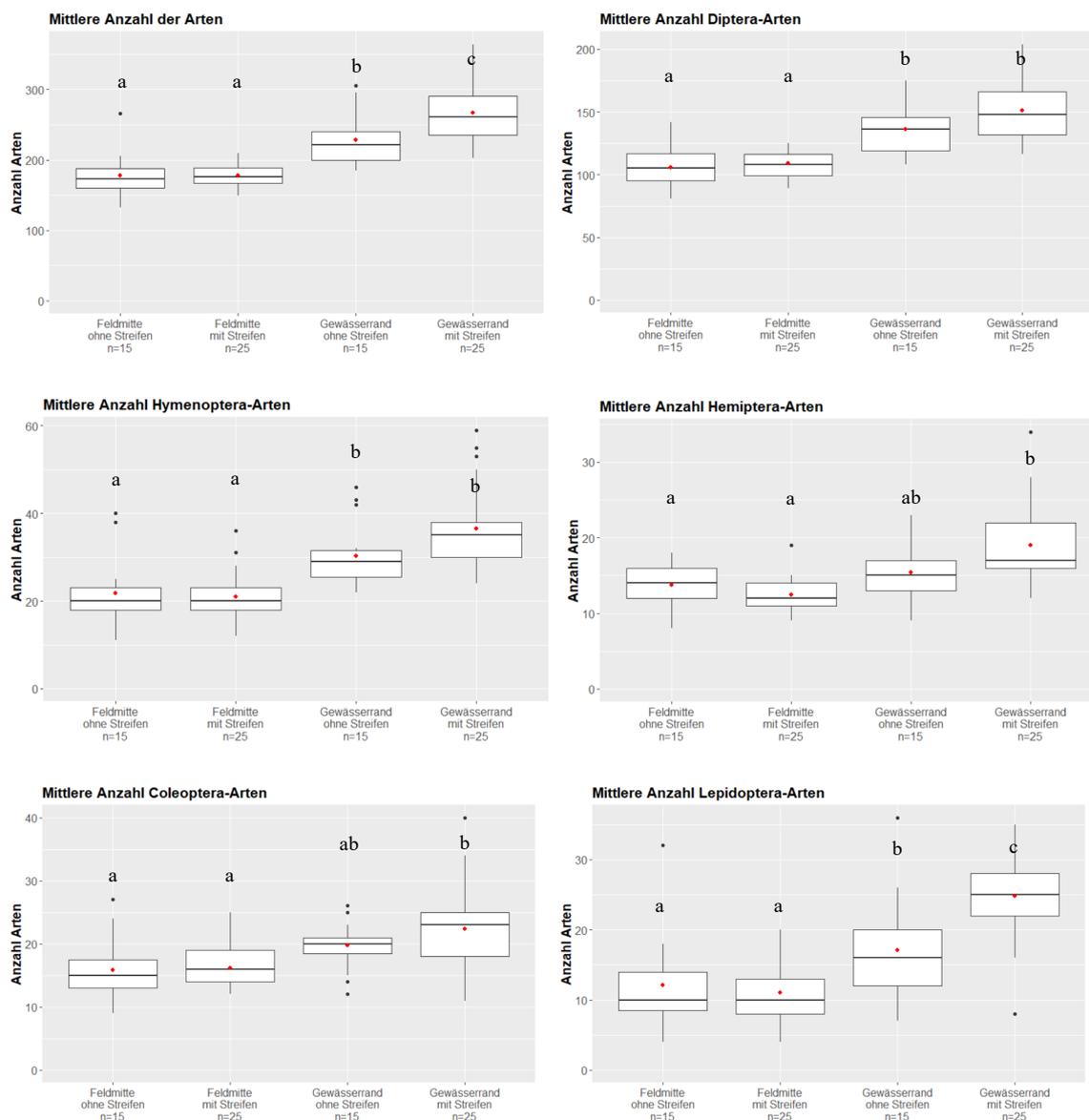


Abbildung 13: Artenvielfalt für die vier Varianten für alle Arten zusammen (oben links) und für die fünf artenreichsten Ordnungen jeweils für alle Malaisefallenstandorte (n=80), roter Punkt ist der Mittelwert über alle Malaisefallenstandorte je Variante (unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede).

Die Ordnungen mit der höchsten Artenvielfalt waren in abnehmender Reihenfolge: Zweiflügler, Hautflügler, Käfer, Schmetterlinge und Schnabelkerfen (Tabelle 2). Die Arten dieser Ordnungen machten zusammen etwa 83 % aller nachgewiesenen Arten aus, wobei die Zweiflügler mit ca. 34 % der Arten am stärksten zur Artenvielfalt beitrugen. Die Schmetterlinge profitierten besonders stark vom Vorhandensein eines Streifens: die durchschnittliche Artenzahl stieg um 47 %. Weitere Ordnungen, die nur wenig zur insgesamten

Artenvielfalt beitragen, aber auch zu den Gewinnern eines Gewässerrandstreifens zählen, sind z.B. die Heuschrecken (Orthoptera) und Köcherfliegen (Trichoptera).

Tabelle 2: Gesamtartenzahl pro Ordnung über alle Untersuchungsflächen und durchschnittlich je Fläche* erfasste Artenzahl in der Feldmitte und am Gewässerrand mit und ohne Gewässerrandstreifen (Fangzeitraum: drei Wochen je Fläche) für die fünf artenreichsten Ordnungen der erfassten Insekten.

Ordnung		Gesamt n=80	Feldmitte		Gewässerrand		Gewässerrand Anstieg mit Streifen
dt. Name	lat. Name		ohne Streifen n=15	mit Streifen n=25	ohne Streifen n=15	mit Streifen n=25	
Zweiflügler	Diptera	620	106	109	136	151	11%
Hautflügler	Hymenoptera	286	22	21	30	37	23%
Schmetterlinge	Lepidoptera	224	12	11	17	25	47%
Käfer	Coleoptera	218	16	16	20	22	10%
Schnabelkerfen	Hemiptera	144	14	13	15	19	27%

* Da die Anzahl der Untersuchungsflächen in den Varianten unterschiedlich war, wurde zur besseren Vergleichbarkeit der Mittelwert für die Varianten angegeben

Insgesamt wurden viele Arten nur in einer Probe nachgewiesen (31,8 %, bezogen auf das Artenminimum pro Probe), ebenfalls viele nur auf einem Fallenstandort (33,3 %, bezogen auf das Artenminimum pro Fallenstandort über die drei Wochen Fangzeitraum). Dies lässt vermuten, dass die Artenvielfalt durch die Untersuchung mit dem Metabarcoding trotz der insgesamt hohen Artenzahlen vermutlich noch nicht vollständig erfasst wurde. Die Artenverteilung zwischen den Regionen zeigt, dass es einige seltene Einzelnachweise gibt, die nur in jeweils einer Region gelungen sind (zw. 181 und 216 Arten, Abbildung 14). Es ist allerdings auch nicht auszuschließen, dass es sich dabei zumindest teilweise um regional-spezifische Arten handelt. Nur 18,3 % der erfassten Arten sind in allen Regionen gefunden worden. Zwischen 10,5 % und 12,5 % der erfassten Arten wurden nur in der jeweiligen Region nachgewiesen.

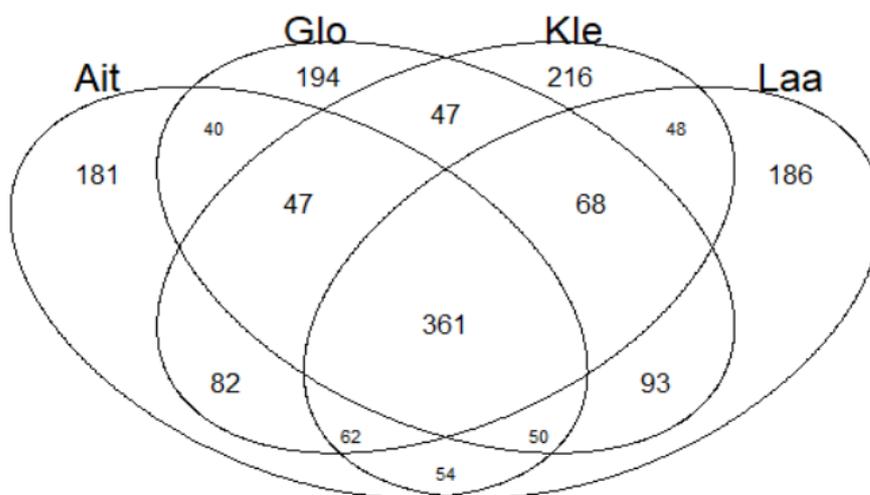


Abbildung 14: Venn-Diagramm der erfassten Arten in den vier Regionen: Ait=Aiterach, Lkr Mengkofen; Glo=Glonn, Lkr Dachau; Kle=Kleeberger Bach, Lkr Ruhsdorf a.d. Rott; Laa=Laaber, Lkr Kelheim.

Die Artenzusammensetzung auf Basis des Artenminimums der Metabarcodingdaten (auf Ordnungs- bzw. Familienniveau) für die einzelnen Malaisefallenstandorte gegliedert nach den vier Regionen zeigt, dass sich jeweils zwei Regionen ähnlicher sind: Mengkofen und Ruhstorf, sowie Dachau und Kelheim (Abbildung 15, oben). Diese Pärchen wurden allerdings auch jeweils im selben Jahr beprobt, daher liegt die Vermutung nahe, dass der Faktor Jahr (sei es durch Witterung (ggf. auch im Vorjahr) oder annuelle Zyklen) bestimmte Arten fördert, unabhängig von der Region.

Die Artengemeinschaft des Gewässerrandstreifens unterscheidet sich von den Artengemeinschaften der anderen Varianten am deutlichsten (Abbildung 15, unten). Dies deutet, trotz unterschiedlicher Anzahl Untersuchungsflächen darauf hin, dass mit einem Streifen sich andere Artengemeinschaften am Gewässerrand fördern lassen als in Flächen ohne Streifen. Die Artengemeinschaften in der Feldmitte sind unabhängig vom Vorhandensein eines Streifens recht ähnlich. Die Artengemeinschaft eines Gewässerrandes ohne Streifen gliedert sich zwischen der Feldmitte und einem Gewässerrand mit Streifen ein.

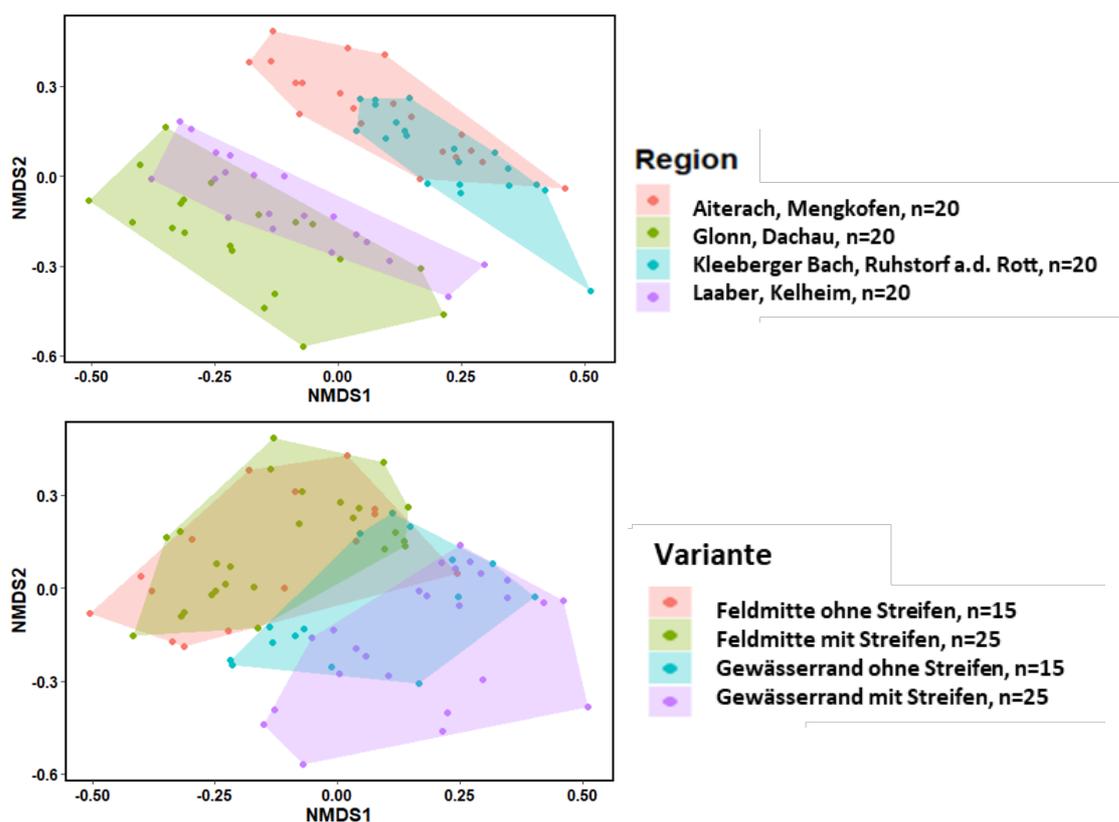


Abbildung 15: Nicht-metrische multidimensionale Skalierung (NMDS) der Artengemeinschaften der einzelnen Fallenstandorte bezüglich der Metabarcoding-Gesamtartendaten für die verschiedenen Regionen (oben) und die verschiedenen Varianten (unten). Jeder Punkt steht für die Artengemeinschaft eines Malaisefallenstandorts (n=80), ähnliche Punkte liegen nah beieinander; k=3, stress = 0,17, distance = „jaccard“.

4.1.4 Zusammenhang zwischen Insektenbiomasse und Artenvielfalt (Metabarcoding, Artenminimum) der Insekten

Die mittlere Insektenbiomasse an einem Fallenstandort in [g/Tag] korreliert positiv mit der Anzahl gefangener Arten einer Fläche in dem insgesamt 3-wöchigen Fangzeitraum mit einem Spearman Rangkorrelationskoeffizient von 0,70 für die n=80 Fallenstandorte. Mit steigender Insektenbiomasse pro Standort erhöht sich auch die Artenzahl. Es gibt allerdings einzelne Flächen, die eine hohe Insektenbiomasse aufweisen, obwohl die Artenzahl relativ gering ist. Dies kann einerseits auf Größen- und Gewichtsunterschiede der gefangenen Tiere zurückzuführen sein: Eine Probe mit einem hohen Anteil an Hummeln hat z.B. eine hohe Insektenbiomasse, aber eine geringe Individuenanzahl (vgl. Abbildung 19) und daher auch eine geringere Wahrscheinlichkeit unterschiedliche Arten zu erfassen. Andererseits kann es auch daran liegen, dass viele Individuen einer Art in einer Probe sind.

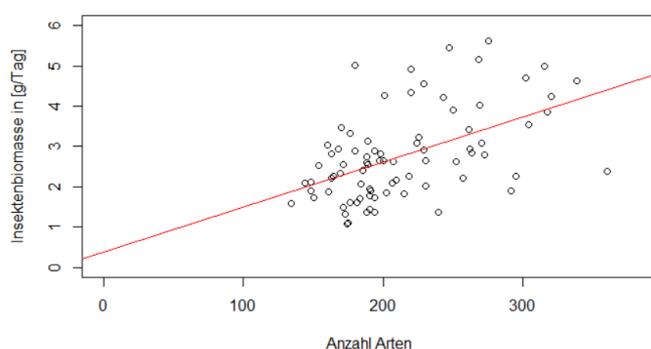


Abbildung 16: Die mittlere gefangene Insektenbiomasse in g/Tag und die mittlere Anzahl der erfassten Arten korrelieren positiv für alle Malaisiefallenstandorte (n=80), adj. $R^2=0,53$, $p < 0,01$.

4.1.5 Häufigkeit, Vielfalt und Dominanz der Insektenordnungen (Datensatz aus den nach morphologischen Merkmalen sortierten Malaisiefallenproben)

4.1.5.1 Verteilung der Individuen über die Ordnungen

Auf den 80 Malaisiefallenstandorten wurden über einen Fangzeitraum von jeweils 3 Wochen in der Summe 429.809 Individuen gefangen. Mit Abstand am meisten der gefangenen Individuen gehörten der Ordnung der Zweiflügler an (80,87 %) (Abbildung 17). Dann folgten Schnabelkerfen mit 8,90 %, Hautflügler mit 5,56 %, Käfer mit 2,22 % und die Schmetterlinge mit 0,72 %. Spinnentiere machten nur 0,63 % und Larven holometaboler Insekten 0,14 % der erfassten Individuen aus. Unter Sonstige wurden alle anderen Gruppen zusammengefasst, die nicht zu einer der oben genannten Gruppen gehörten: Zusammen machten die sonstigen Individuen 0,95 % aus. Laut Matthews & Matthews (1971) sind Dipteren, Hymenopteren und Lepidopteren die Ordnungen, die adäquat mit Malaisiefallen nachgewiesen werden können.

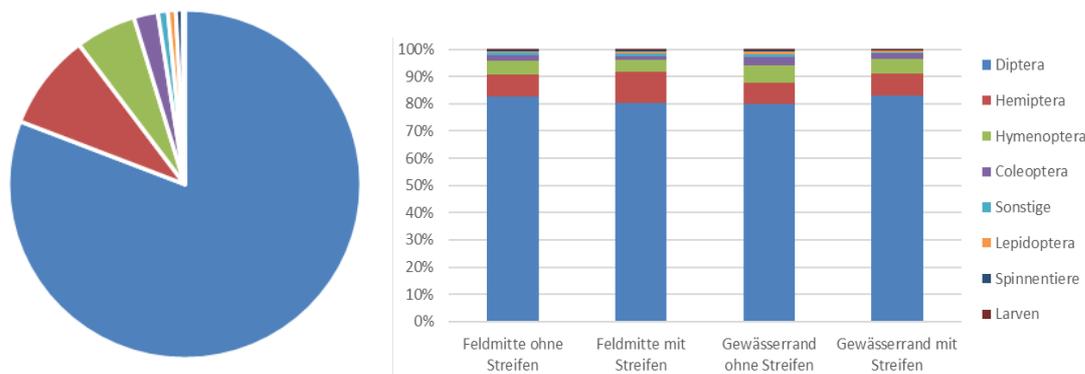


Abbildung 17: Anteil der Individuen pro Ordnung an den Gesamtindividuen (Kreisdiagramm) und jeweils in den verschiedenen Varianten (Säulendiagramm).

4.1.5.2 Individuenanzahl

In einer Falle wurden zwischen 266 und 6.571 Individuen über eine Woche Fangzeitraum bzw. zwischen 38 und 939 Individuen pro Tag gezählt. Im Durchschnitt wurden in der Feldmitte 199 ± 120 Individuen pro Tag, am Gewässerrand ohne Streifen 251 ± 149 Tiere und mit Streifen 347 ± 184 Tiere pro Tag gefangen. Im Fangjahr 2019 wurden jeweils mehr Tiere gefangen als im Jahr 2020: so wurden 2019 im Mittel in der Region Ruhstorf 334 ± 179) und in Mengkofen 277 ± 181 Individuen pro Tag gefangen, während es im Folgejahr im Durchschnitt in der Region Dachau 208 ± 136 und in Kelheim 207 ± 112 Tiere am Tag waren. Die Standardabweichung war in allen Fällen sehr hoch, was zeigt, dass die Unterschiede zwischen den Flächen sehr groß sind.

Die statistische Analyse ergab für die Gesamtindividuen, Diptera, Hymenoptera, Coleoptera und Lepidoptera eine signifikant höhere Aktivitätsdichte für die Variante Gewässerrand mit Streifen im Vergleich zu der Variante ohne Gewässerrandstreifen sowie auch zu den anderen zwei untersuchten Feldmittevarianten (mit und ohne Streifen) (Abbildung 18). Der vom Modell geschätzte Mittelwert liegt im Gewässerrandstreifen um 29,16 % höher als am Gewässerrand ohne Streifen. Das Vorhandensein eines Gewässerrandstreifen erhöht also deutlich die Häufigkeit von einigen Insektenordnungen. Der Gewässerrand ohne Streifen unterschied sich bei den Gesamtindividuen, Diptera, Hymenoptera und Lepidoptera auch signifikant von der Feldmitte ohne Streifen, in keinem Fall jedoch von der Feldmitte mit Streifen. Zu berücksichtigen dabei ist, dass ohne Gewässerrandstreifen, die Malaisefallen bereits in der Ackerfläche, jeweils in 5 m Abstand zur Böschungsoberkante des Gewässers platziert waren. In der Feldmitte ergab sich kein Unterschied zwischen den Varianten mit und ohne Streifen.

Aus den Daten ergibt sich für einen Gewässerrandstreifen eine im Mittel 38 % höhere Individuenanzahl im Vergleich zu Flächen ohne einen Gewässerrandstreifen. Dieser Zusammenhang ist signifikant.

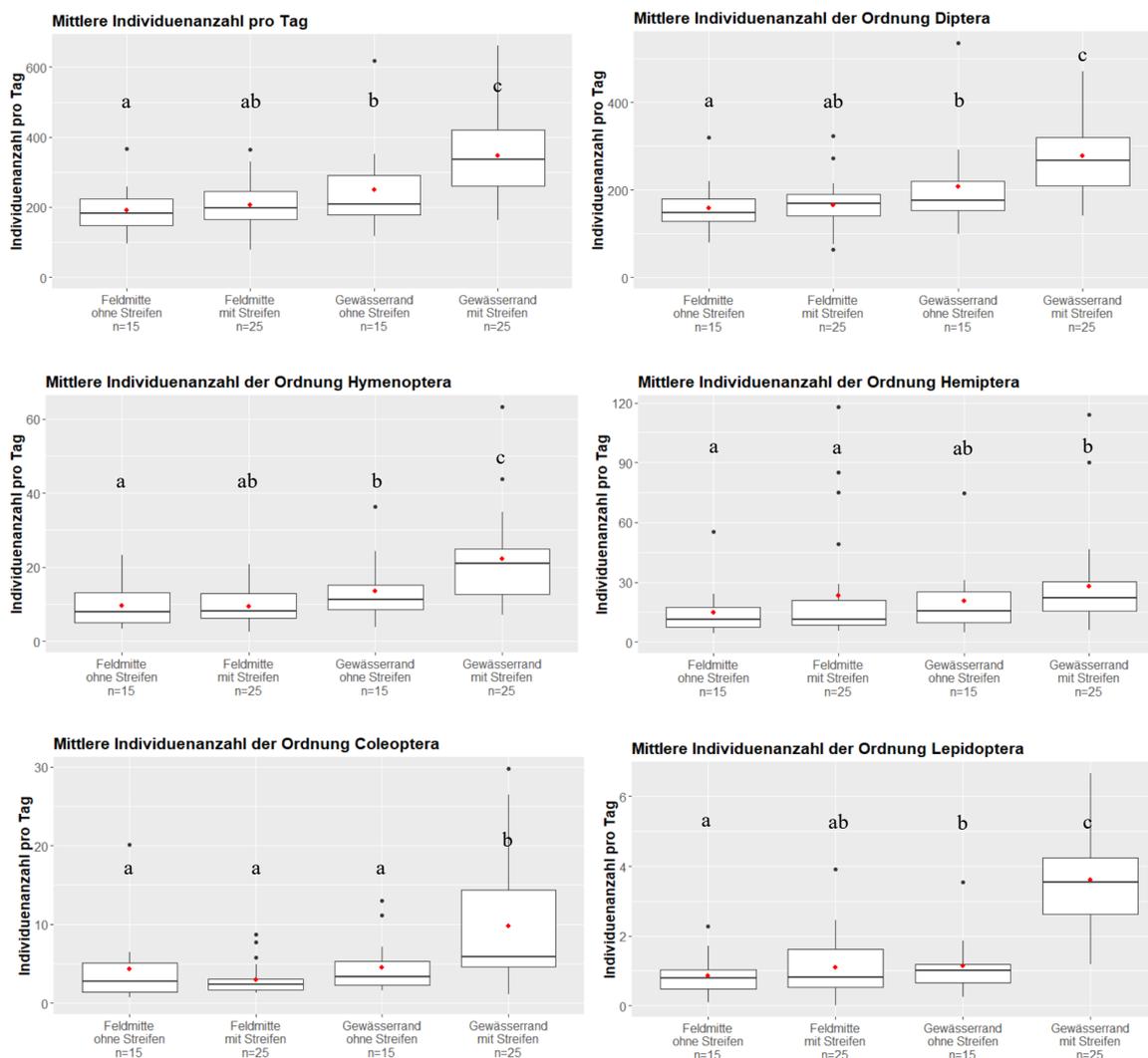


Abbildung 18: Graphische Darstellung der Individuenzahlen der Insekten für alle Arten zusammen (oben links) und für die fünf individuenreichsten Ordnungen jeweils für alle Malaisefallenstandorte der vier Varianten, roter Punkt ist der Mittelwert über jeweils alle Malaisefallenstandorte je Variante (unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede).

4.1.5.3 Zusammenhang zwischen Insektenbiomasse und Individuenanzahl (Malaisefallen)

Die Insektenbiomasse, die pro Tag in den Malaisefallen gefangen wurde, korreliert positiv mit der Anzahl gefangener Individuen pro Tag mit einem Spearman Rangkorrelationskoeffizienten von 0,88 (Abbildung 19) für die Einzelproben (n=238). Mit steigender Individuenanzahl erhöht sich somit die gefangene Insektenbiomasse. Es gibt allerdings Ausreißer, da nicht alle Tiere gleich schwer sind. Vertreter der Hummeln z.B. sind schwerer als Vertreter der Mücken, und so kann eine Falle mit mehreren schweren Einzel Exemplaren zwar eine hohe Insektenbiomasse, aber eine geringe Individuenanzahl aufweisen.

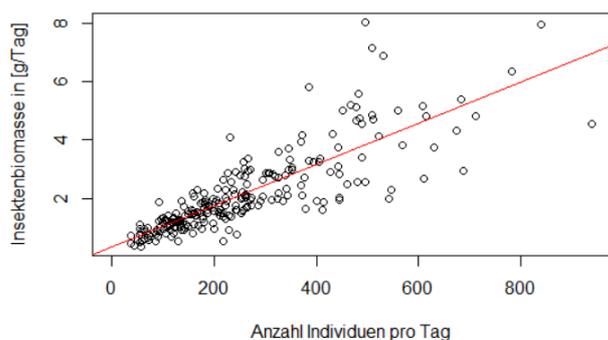


Abbildung 19: Darstellung des Zusammenhangs zwischen Insektenbiomasse und Individuenanzahl für $n=238$ Einzelproben; adj. $R^2=0,68$, $p < 0,01$.

4.1.6 Wirkung des Gewässerrandstreifens auf die Familie der Schwebfliegen

Schwebfliegen übernehmen eine wichtige Rolle im Agrarökosystem. Die adulten Tiere haben eine wichtige Bestäubungsfunktion, die Larven einiger Art haben eine regulatorische Bedeutung. Die Familie der Schwebfliegen ist gut untersucht und zu dieser Gruppe ist Expertenwissen vorhanden, wodurch sie als wichtige Indikatorarten bezeichnet werden können.

4.1.6.1 Daten aus der klassischen Artdetermination der Schwebfliegen (Bestimmung nach morphologischen Merkmalen)

Insgesamt wurden in den 80 Malaisefallen über einen Fangzeitraum von jeweils 3 Wochen 19.496 Schwebfliegenindividuen gezählt, 45 % davon waren männlich, 54 % weiblich. In der Feldmitte wurden im Schnitt $6,6 \pm 3,5$ Tiere pro Tag gefangen, am Gewässerrand ohne Streifen $9,9 \pm 4,8$ und am Gewässerrand mit Streifen $21,0 \pm 15$. Das Geschlechterverhältnis in den Varianten änderte sich nur geringfügig: in der Feldmitte ca. 44 % männlich (57 % weiblich), am Gewässerrand ohne Streifen nur 40 % männlich (59 % weiblich) und im Gewässerrandstreifen war es am ausgeglichensten mit 48 % männlich und 52 % weiblich. Die statistische Analyse ergab einen signifikanten Unterschied in der Individuenzahl eines Gewässerrandes mit Streifen im Vergleich zu den anderen drei untersuchten Varianten. Die Anlage eines Gewässerrandstreifens führt also zu einer deutlichen Erhöhung der Häufigkeit der Schwebfliegen, im Mittel um 112 % im Vergleich zu einem Gewässerrand ohne Streifen (Abbildung 20).

Im Durchschnitt wurden an einem Fallenstandort $10,63 \pm 4,58$ Arten festgestellt. In der Feldmitte waren es im Mittel $7,50 \pm 1,93$, am Gewässerrand ohne Streifen $11,70 \pm 3,90$ und im Gewässerrandstreifen $15,0 \pm 4,15$ Schwebfliegenarten. Dabei ist die mittlere Artenzahl an einem Gewässerrand mit Streifen signifikant höher als in den drei anderen untersuchten Varianten. Auch am Gewässerrand ohne Streifen ist die Artenzahl noch signifikant höher als in der Feldmitte. Ein Gewässerrand erhöht somit die Artenvielfalt der Schwebfliegen, im Mittel um ca. 28,2 % mit einem Streifen im Vergleich zu keinem Streifen (Abbildung 20).

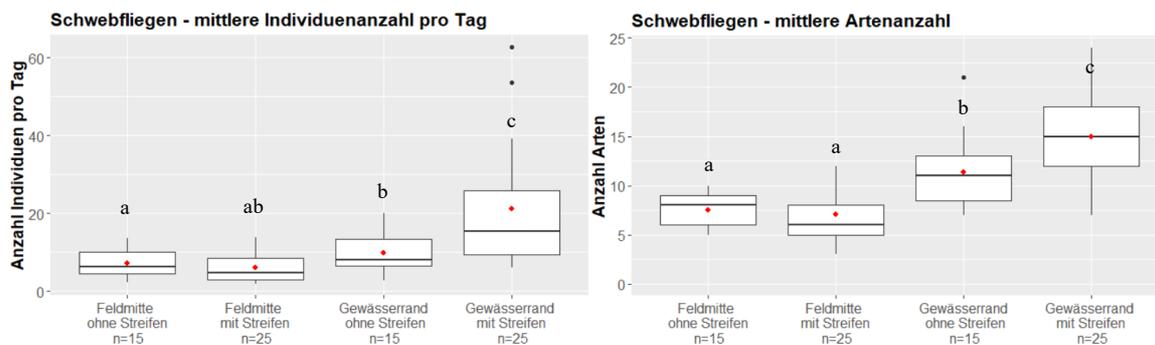


Abbildung 20: Mittlere Individuenanzahl pro Tag (links) und Artenanzahl (rechts) der Schwebfliegen über die drei Fangzeiträume und über alle Untersuchungsregionen, roter Punkt ist der Mittelwert über alle Malaisefallenstandorte je Variante (unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede).

Insgesamt wurden von den 388 in Bayern (von der Dunk, 2005) bekannten Schwebfliegenarten 64 Arten basierend auf der klassischen Bestimmungsmethode durch einen Artkenner auf den Untersuchungsflächen nachgewiesen, wobei 33 in der Feldmitte, 39 am Gewässerrand ohne Streifen und 56 im Gewässerrandstreifen gefunden wurden (Abbildung 21); den Varianten liegt jedoch eine unterschiedliche Anzahl an Probenflächen zugrunde. Der Großteil der erfassten Schwebfliegen sind häufige, weit verbreitete Arten. Die meisten Individuen wurden der Gruppe der *Melanostoma mellinum*-agg. zugeordnet (10.532 Individuen), gefolgt von *Sphaerophoria scripta* (5.095 Individuen) und *Episyrphus balteatus* (1.490 Individuen). Lediglich sechs der gefundenen Arten stehen in der Roten Liste Bayern (zwei Mal Kategorie 3, vier Mal Kategorie V), bei drei weiteren sind die Daten defizitär, eine Gefährdung ist anzunehmen. Von den sechs Rote-Liste-Arten wurden drei nur im Gewässerrandstreifen, zwei in allen Varianten, und eine in allen, nur nicht in der Feldmitte entdeckt. Insgesamt waren im Gewässerrandstreifen mit 81 Individuen am meisten der Rote-Liste-Arten vertreten, gefolgt vom Gewässerrand ohne Streifen mit 18 Individuen, der Feldmitte mit Streifen mit 14 Individuen und der Feldmitte ohne Streifen mit 2 Individuen.

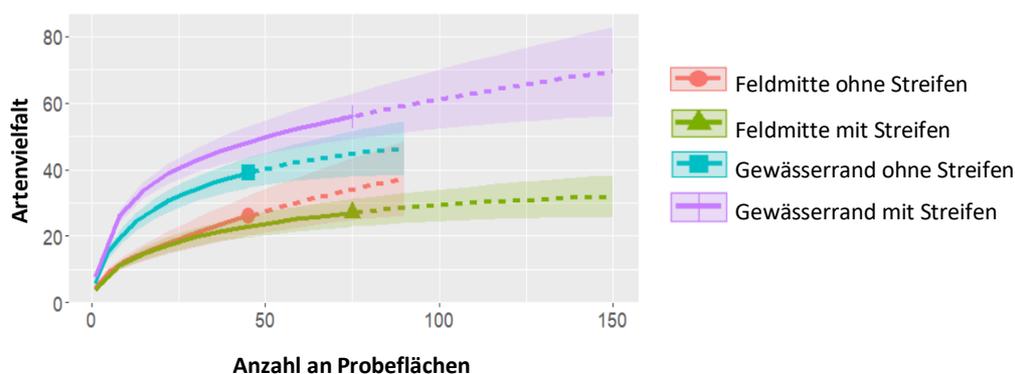


Abbildung 21: Artenakkumulationskurve basierend auf der klassischen Erfassungsmethode für die Schwebfliegen in den einzelnen Varianten mit unterschiedlicher Probenflächenanzahl (Feldmitte und Gewässerrand ohne Streifen n=15, Feldmitte und Gewässerrand mit Streifen n=25).

In einer nicht-metrischen multidimensionalen Skalierung wird deutlich, dass die Artengemeinschaften der Schwebfliegen in den vier unterschiedlichen Regionen sehr ähnlich sind und sich auf keiner der dargestellten Achsen stark differenzieren (Abbildung 22, oben). Die Artengemeinschaften der einzelnen Standorte an der Aiterach sind sich insgesamt sehr ähnlich, auch ähnlicher als dies in den anderen Regionen der Fall war. Die Artenzusammensetzung in den Varianten unterscheidet sich stärker, während die beiden Feldmitte-Varianten sich stark ähneln, kommen am Gewässerrand noch andere Arten hinzu und ein Gewässerrandstreifen verschiebt die Artenzusammensetzung noch etwas mehr (Abbildung 22, unten).

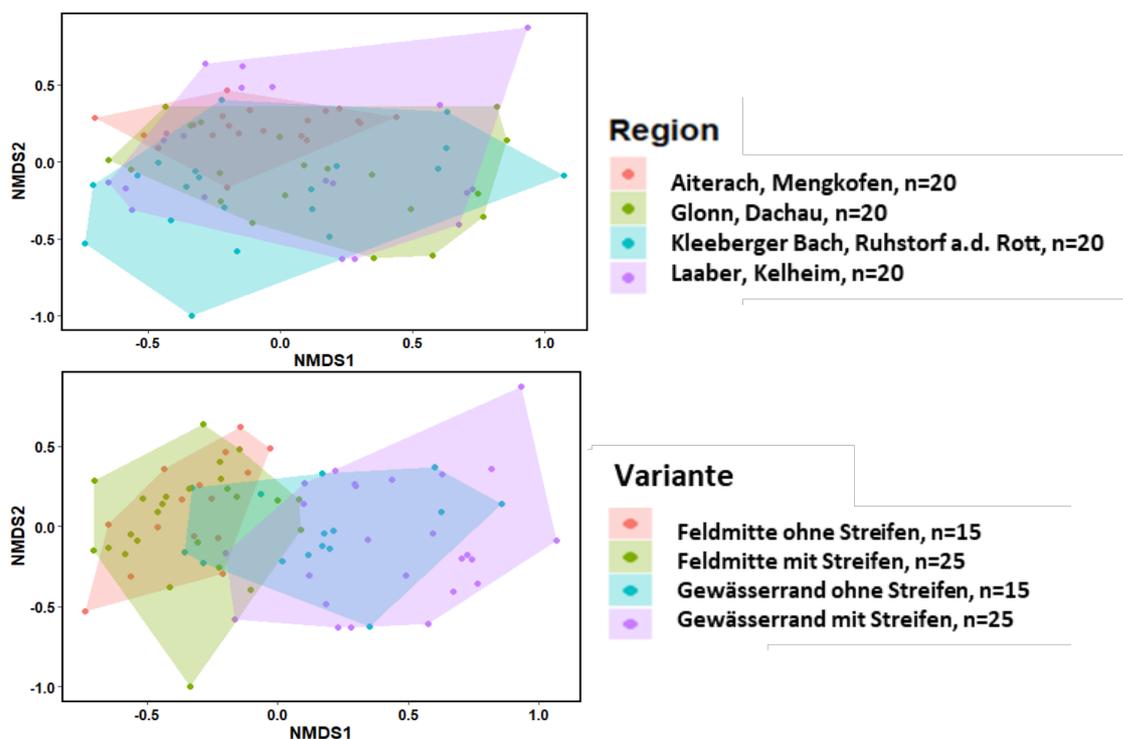


Abbildung 22: Nicht-metrische multidimensionale Skalierung (NMDS) der Artengemeinschaften der einzelnen Fallenstandorte bezüglich der Schwebfliegen-Arten für die verschiedenen Regionen (oben) und verschiedenen Varianten (unten). Jeder Punkt steht für die Artengemeinschaft eines Fallenstandorts, ähnliche Punkte liegen nah beieinander; $k=3$, stress = 0,19, distance = "bray-curtis".

4.1.6.2 Vergleich der Daten zu den Schwebfliegenarten aus dem DNA-Metabarcoding und der klassischen Artbestimmung nach morphologischen Merkmalen

Im DNA-Metabarcoding wurden im Minimum 41 Schwebfliegenarten erfasst, davon wurden lediglich 21 Schwebfliegen wirklich einer Art (fulldet) zugeordnet, die restlichen 20 nur bis zur Gattung. Von den insgesamt 110 verschiedenen OTUs, die laut der Konsensus-Taxonomie der Familie der Schwebfliegen zugeordnet wurden, wurden 6 OTUs der Familie Syrphidae und 104 OTUs einer von 31 verschiedenen Gattungen zugeordnet. Bei der klassischen Artdetermination wurden 64 verschiedene Arten bestimmt (wobei es sich bei fünf davon um Gruppen und bei einer um eine nicht weiter determinierbare Gattung_{indet.} handelt). Lediglich 14 Schwebfliegenarten sind durch beide Methoden gleichermaßen erkannt worden. Zu berücksichtigen ist, dass die Proben, die klassisch morphologisch auf Art bestimmt wurden und die, die über Metabarcoding analysiert wurden, unterschiedlich waren,

allerdings unmittelbar in der angrenzenden Woche erhoben wurden. Über das Metabarcoding konnten 31 verschiedene Gattungen nachgewiesen werden, über die klassische Sortierung 29, davon waren 24 Gattungen identisch (Tabelle 4). Viele der Gattungen, die im Metabarcoding nicht weiter determiniert werden konnten, wurden bei der klassischen Bestimmung mehreren unterschiedlichen Arten(gruppen) zugeordnet (Tabelle 3). Vier Arten wurden nur im Metabarcoding gefunden (*Eumerus funeralis*, *Cheilosia latifrons*, *Paragus quadrifasciatus*, *Platycheirus rosarum*), in der klassischen Artbestimmung konnten aber aus der Gattung andere Arten bestimmt werden. Die vier genannten Arten können von ihrem Verbreitungsgebiet durchaus in den Untersuchungsregionen vorgekommen sein. Sieben Gattungen, die im Metabarcoding nachgewiesen wurden, sind bei der klassischen Methode nicht gefunden worden. Es ist nicht auszuschließen, dass bei der Vorsortierung nach morphologischen Merkmalen, einzelne Gattungen herausgefallen sind, da nur Tiere mit einer deutlichen Vena spuria der Familie der Syrphidae zugeordnet worden sind.

Tabelle 3: Gattungen, die im Metabarcoding nicht weiter determiniert wurden und die Anzahl an Arten zu den jeweiligen Gattungen, die in der klassischen Artbestimmung bestimmt wurden.

Metabarcoding	Klassische Artbestimmung
<i>Melanostoma sp.</i>	1 Art, 1 Artengruppe
<i>Sphaerophoria sp.</i>	4 Arten, 2 Artengruppen
<i>Scaeva sp.</i>	2 Arten
<i>Platycheirus sp.</i>	7 Arten, 1 Artengruppe
<i>Chrysotoxum sp.</i>	3 Arten
<i>Paragus sp.</i>	3 Arten
<i>Pipizella sp.</i>	1 Art, 1 indet.
<i>Helophilus sp.</i>	1 Art
<i>Xanthogramma sp.</i>	3 Arten
<i>Cheilosia sp.</i>	3 Arten, 1 Artengruppe
<i>Epistrophe sp.</i>	3 Arten
<i>Eristalis sp.</i>	1 Art
<i>Fagisyrphus sp.</i>	1 Art
<i>Neoascia sp.</i>	1 Art
<i>Parasyrphus sp.</i>	1 Art
<i>Parhelophilus sp.</i>	1 Art
<i>Orthonevra sp.</i>	fehlt
<i>Pipiza sp.</i>	fehlt
<i>Brachyopa sp.</i>	fehlt
<i>Lejops sp.</i>	fehlt

Die Artenakkumulationskurve für die Schwebfliegen aus den Metabarcoding-Daten nach der Artenminimum-Funktion (Abbildung 23) unterscheidet sich von der Artenakkumulationskurve für die Schwebfliegen aus der klassischen Artdetermination (Abbildung 21) im Verlauf der Kurven: die Kurve für die Feldmitte mit Streifen flacht weniger stark ab, wodurch der Unterschied zwischen den Varianten geringer wird. Die Höchstwerte der Kurven, die der Gamma-Diversität am Malaisiefallenstandort entsprechen, liegen bei der klassischen Sortierung auch deutlich höher, da mehr Arten bestimmt werden konnten als beim Metabarcoding. Dies deutet darauf hin, dass der positive Effekt des Gewässerrandstreifens auf Schwebfliegen beim Metabarcoding unterschätzt wurde.

Der Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman zwischen den Artenzahlen pro Fläche aus dem Metabarcoding und den Artenzahlen aus der klassischen Bestimmung beträgt 0,52. Es handelt sich somit um einen starken Zusammenhang.

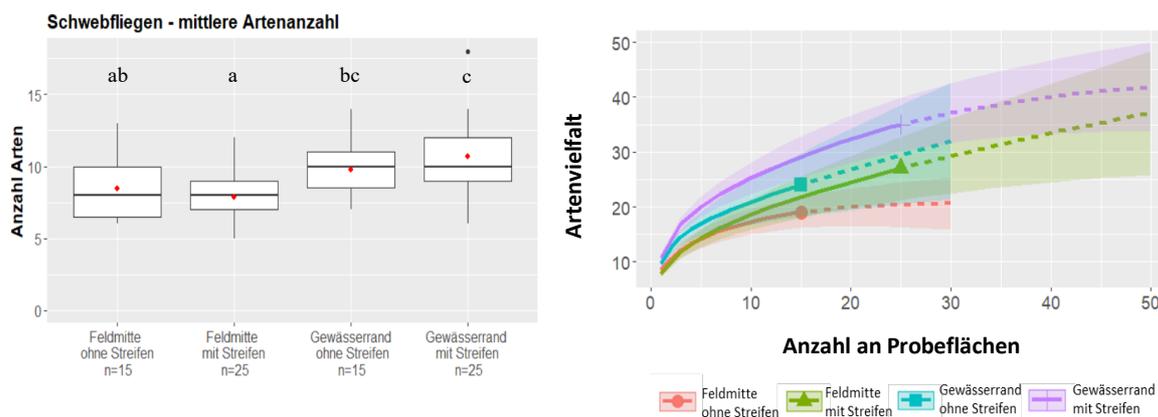


Abbildung 23: Boxplot (links) und Artenakkumulationskurve (rechts) für die Schwebfliegen aus dem Datensatz des Metabarcodings (nach der Artenminimum-Funktion) in den einzelnen Varianten mit unterschiedlicher Probenflächenanzahl (Feldmitte und Gewässerrand ohne Streifen jeweils n=15, Feldmitte und Gewässerrand mit Streifen jeweils n=25), roter Punkt ist der Mittelwert über alle Malaisefallenstandorte je Variante (unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede) (links).

Obwohl es sich bei der klassischen morphologischen Bestimmung und bei der Metabarcoding-Analyse nicht um die identischen Proben handelt, sondern um zeitlich versetzt genommene Proben, die jeweils eine Woche früher bzw. später am selben Ort mit demselben Fangsystem erhoben wurden, kann man doch davon ausgehen, dass das Artenspektrum sich zum Großteil überlappen sollte. Einzelfänge einer Art, die nur in einer der beiden Fangwochen aufgetreten sind, lassen sich jedoch nicht ausschließen.

Die gezeigten Ergebnisse lassen den Schluss zu, dass zur genauen Bestimmung der Biodiversität auf Artniveau bei den Schwebfliegen die klassische Bestimmung nach morphologischen Kennzeichen bisher noch deutlich genauer zu sein scheint als durch das Metabarcoding. Jedoch kann das Metabarcoding als Zeiger für die Biodiversität dienen bzw. die Artbestimmung ergänzen, z.B. bei juvenilen oder deformierten Tieren. Für die Bestimmung des Anteils an gefährdeten Tieren einer Artengemeinschaft ist allerdings eine sichere Bestimmung auf Artniveau nötig, weshalb dies besser auf klassischer Bestimmung basiert.

Tabelle 4: Vergleich der determinierten Schwebfliegen-Arten über das Metabarcoding und über die klassische Artbestimmung.

Metabarcoding_Artenminimum	Nachweis an ... Standorten	klassische Artbestimmung	Nachweis an ... Standorten
<i>Episyrphus_balteatus</i>	80	<i>Melanostoma_mellinum</i> -agg.	80
<i>Melanostoma_sp.</i>	80	<i>Sphaerophoria_scripta</i>	80
<i>Sphaerophoria_sp.</i>	80	<i>Episyrphus_balteatus</i>	77
<i>Eupeodes_corollae</i>	78	<i>Eupeodes_corollae</i>	73
<i>Eumerus_strigatus</i>	72	<i>Eumerus_strigatus</i>	50
<i>Scaeva_sp.</i>	50	<i>Sphaerophoria_rueppellii</i>	47
<i>Platycheirus_sp.</i>	42	<i>Syrphus_vitripennis</i>	34
<i>Syrphus_vitripennis</i>	39	<i>Platycheirus_angustatus</i>	30
<i>Chrysotoxum_sp.</i>	36	<i>Scaeva_pyrastri</i>	29
<i>Syrphus_ribesii</i>	24	<i>Sphaerophoria_interrupta</i> -Gruppe, gebändert	27
<i>Paragus_sp.</i>	24	<i>Platycheirus_clypeatus</i>	23
<i>Platycheirus_scutatus</i>	20	<i>Chrysotoxum_verralli</i>	20
<i>Xylota_segnis</i>	19	<i>Platycheirus_fulviventris</i>	19
<i>Eupeodes_luniger</i>	18	<i>Platycheirus_occultus</i>	19
<i>Pipizella_sp.</i>	13	<i>Eupeodes_luniger</i>	18
<i>Helophilus_sp.</i>	8	<i>Paragus_haemorrhous</i>	17
<i>Xanthogramma_sp.</i>	8	<i>Platycheirus_scutatus</i> -Gruppe	15
<i>Cheilosia_sp.</i>	6	<i>Sphaerophoria_taeniata</i>	15
<i>Syrpitta_pipiens</i>	5	<i>Syrphus_ribesii</i>	15
<i>Eumerus_funeralis</i>	3	<i>Platycheirus_albimanus</i>	13
<i>Eupeodes_latifasciatus</i>	3	<i>Chrysotoxum_cautum</i>	10
<i>Epistrophe_sp.</i>	3	<i>Chrysotoxum_bicinctum</i>	9
<i>Eristalis_sp.</i>	3	<i>Lapposyrphus_lapponicus</i>	9
<i>Chalcosyrphus_nemorum</i>	2	<i>Platycheirus_europaeus</i>	7
<i>Xylota_sylvarum</i>	2	<i>Scaeva_selenitica</i>	7
<i>Fagisyrrhus_sp.</i>	2	<i>Melanostoma_scalare</i>	6
<i>Neoascia_sp.</i>	2	<i>Paragus_albifrons</i>	6
<i>Orthonevra_sp.</i>	2	<i>Pipizella_indet.</i>	6
<i>Pipiza_sp.</i>	2	<i>Xylota_segnis</i>	6
<i>Cheilosia_latifrons</i>	1	<i>Paragus_pecchiolii</i>	5
<i>Meligramma_triangularifera</i>	1	<i>Platycheirus_scutatus</i>	5
<i>Meliscaeva_auricollis</i>	1	<i>Tropidia_scita</i>	5
<i>Paragus_quadrifasciatus</i>	1	<i>Epistrophe_nitidicollis</i>	4
<i>Platycheirus_rosarum</i>	1	<i>Eupeodes_latifasciatus</i>	4
<i>Syrphus_torvus</i>	1	<i>Sphaerophoria_interrupta</i> -Gruppe, gefleckt	4
<i>Triglyphus_primus</i>	1	<i>Pipizella_viduata</i>	3
<i>Xanthandrus_comtus</i>	1	<i>Syrphus_torvus</i>	3
<i>Brachyopa_sp.</i>	1	<i>Cheilosia_pagana</i>	2
<i>Lejops_sp.</i>	1	<i>Epistrophe_eligans</i>	2
<i>Parasyrphus_sp.</i>	1	<i>Eristalis_tenax</i>	2
<i>Parhelophilus_sp.</i>	1	<i>Eumerus_flavitaris</i>	2
		<i>Neoascia_podagrica</i>	2
		<i>Parasyrphus_annulatus</i>	2
		<i>Sphaerophoria_interrupta</i>	2
		<i>Xanthogramma_pedissequum</i>	2
		<i>Xanthogramma_stackelbergi</i>	2
		<i>Brachypalpoides_lentus</i>	1
		<i>Chalcosyrphus_nemorum</i>	1
		<i>Cheilosia_aerea</i>	1
		<i>Cheilosia_scutellata</i>	1
		<i>Cheilosia_vernalis</i> -agg.	1
		<i>Epistrophe_melanostoma</i>	1
		<i>Eupeodes_bucculatus</i>	1
		<i>Fagisyrrhus_cinctus</i>	1
		<i>Helophilus_pendulus</i>	1
		<i>Meliscaeva_auricollis</i>	1
		<i>Myathropa_florea</i>	1
		<i>Parhelophilus_versicolor</i>	1
		<i>Platycheirus_peltatus</i>	1
		<i>Syrpitta_pipiens</i>	1
		<i>Trichopsomyia_lucida</i>	1
		<i>Xanthogramma_dives</i>	1
		<i>Xylota_florum</i>	1
		<i>Xylota_sylvarum</i>	1

4.1.7 Wirkung des Gewässerrandstreifens auf die Gruppe der semiaquatischen flugfähigen Insekten

Die semiaquatischen Insekten verbringen einen Teil ihres Lebenszyklus im Wasser. Sie sind wichtige Zeigerarten für die Gewässer und profitieren daher von der Retentionswirkung der Gewässerrandstreifen. Die Imagines leben an Land nur wenige Tage bis zu mehreren Monaten, um sich zu verpaaren. Dabei bewegen sie sich oft nicht weit vom Gewässer weg. In diesem Kapitel werden folgende Ordnungen näher betrachtet: Köcherfliegen (Trichoptera), Eintagsfliegen (Ephemeroptera), Steinfliegen (Plecoptera).

4.1.7.1 Ergebnisse der klassischen Bestimmungsmethode nach morphologischen Merkmalen

Insgesamt wurden über die 80 Malaisefallen über einen 3-wöchigen Fangzeitraum 239 Individuen von semiaquatisch lebenden Insekten nach morphologischen Merkmalen auf Artenebene bestimmt. Dabei gehörten 159 Individuen zur Ordnung der Köcherfliegen (Trichoptera), 57 Individuen zur Ordnung der Eintagsfliegen (Ephemeroptera), 23 zur Ordnung der Steinfliegen (Plecoptera). Die allermeisten Individuen und Arten wurden in der Region Mengkofen gefangen (109 Tiere, 27 Arten), gefolgt von der Region Dachau mit 59 Individuen und 13 Arten. Ein Grund dafür könnte sein, dass in Mengkofen fünf Flächen direkt an der Aiterach und damit am größten betrachteten Gewässer lagen. In diesen fünf Flächen wurden nämlich allein schon 91 der Individuen aus mindestens 13 Arten entdeckt. In der Region Ruhstorf und Kelheim waren die Anzahl gefangener Tiere mit 39 bzw. 32 Individuen zwar niedrig, allerdings waren in der Region Ruhstorf 19 verschiedene Arten entdeckt worden, in Kelheim nur 11.

Für alle drei Ordnungen zusammen wurden in der Feldmitte insgesamt über alle Untersuchungsregionen nur 22 Individuen gefangen, das bedeutet im Mittel nur 0,009 Individuen pro Tag. Am Gewässerrand waren es 217 Tiere, wobei im Mittel am Gewässerrand ohne Streifen 0,033 und im Gewässerrandstreifen 0,12 Individuen pro Tag nachgewiesen wurden (Abbildung 24). Die mittleren Artenzahlen pro Fläche zeigten eine ähnliche Verteilung in den Varianten: in der Feldmitte im Schnitt 0,5 Arten unabhängig von dem Vorhandensein eines Streifens, am Gewässerrand ohne Streifen waren es im Mittel 1,4 Arten und im Gewässerrandstreifen 3,76 Arten. Das entspricht einer deutlichen Steigerung der Artenvielfalt an semiaquatischen Insekten im Vergleich zu einem Gewässerrand ohne Streifen, wenn gleich die Artenzahlen niedrig sind. Dabei liegt der Wert für den Gewässerrandstreifen jeweils signifikant höher als in den anderen Varianten und der Wert für den Gewässerrand ohne Streifen ist auch signifikant höher als in den beiden Feldmitte-Varianten (Individuenanzahl) bzw. signifikant höher als in der Feldmitte mit Streifen (Artenanzahl).

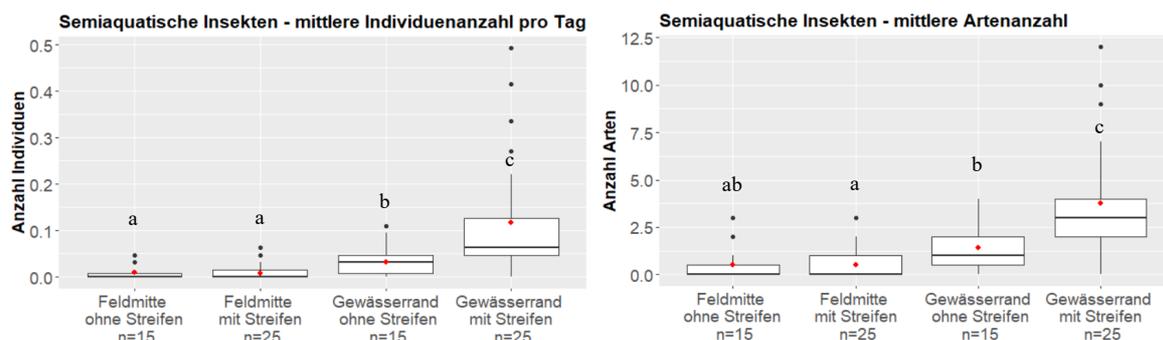


Abbildung 24: Mittlere Individuenanzahl und Artenanzahl der semiaquatischen Insekten über die drei Fangzeiträume und über alle Untersuchungsregionen, roter Punkt ist der Mittelwert über alle Malaisefallenstandorte je Variante (unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede).

Insgesamt wurden mindestens 39 verschiedene Arten von semiaquatischen Insekten nachgewiesen (31 Köcherfliegenarten, 5 Eintagsfliegenarten, 3 Steinfliegenarten). In der Feldmitte ohne Streifen waren es nur 6, in der Feldmitte mit Streifen wurden 10 verschiedene Arten entdeckt – und auch nur auf 4 verschiedenen Flächen (ohne Streifen) bzw. 8 verschiedenen Flächen (mit Streifen). Der Großteil der semiaquatischen Insekten wurde in den Malaisefallen am Gewässerrand festgestellt: ohne Streifen mindestens 14 Arten auf 11 Flächen und mit Streifen mindestens 32 Arten auf 24 Flächen (Abbildung 25).

Trotz der geringen Anzahl erfasster Individuen, ließ sich für die semiaquatischen Insekten doch eine vergleichsweise hohe Artenvielfalt feststellen. Insgesamt konnte ein positiver Effekt des Gewässerrandstreifens auf die Individuenanzahl und die Artenvielfalt dieser Artengruppen nachgewiesen werden.

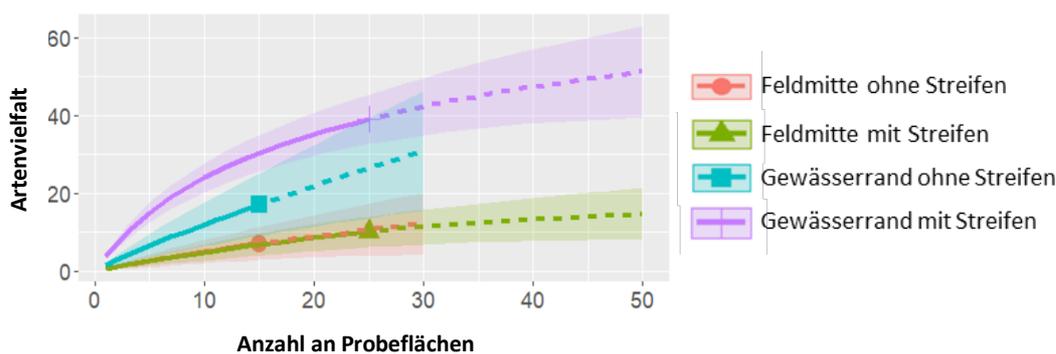


Abbildung 25: Artenakkumulationskurve basierend auf der klassischen Erfassungsmethode für die semiaquatischen Insekten in den einzelnen Varianten mit unterschiedlicher Probenflächenanzahl (Feldmitte ohne Streifen: n=15, Feldmitte mit Streifen: n=25, Gewässerrand ohne Streifen: n=15, Gewässerrand mit Streifen: n=25).

4.1.7.2 Vergleich der Daten aus der morphologischen Bestimmung mit den Daten aus den Metabarcoding Analysen

Im Metabarcoding wurden bei den semiaquatisch lebenden Insekten 34 Arten bestimmt (Abbildung 26). Im Vergleich zu der Artenliste aus der klassischen Artbestimmung zeigt sich, dass 21 Arten gleich sind (Tabelle 5). Im Metabarcoding wurden Vertreter von vier Familien gefunden, die in der klassischen Artbestimmung gar nicht nachgewiesen worden sind: Caenidae (Ephemeroptera), Ephemeridae (Ephemeroptera), Leptophlebiidae (Ephemeroptera), Phryganeidae (Trichoptera). Laut GBIF (*Global Biodiversity Information Facility*) können Arten dieser Familie durchaus auch bei uns vorkommen. Dies wurde auch von den Experten bestätigt, die die Tiere auf Art bestimmt haben. Der Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman zwischen den Artenzahlen pro Fläche aus dem Metabarcoding und den Artenzahlen aus der klassischen Bestimmung beträgt 0,57. Es handelt sich daher um einen starken Zusammenhang nach Cohen (1988).

Für die verschiedenen Varianten wurden im Mittel im Metabarcoding folgende Artenzahlen festgestellt: Feldmitte ohne Streifen 0,7, Feldmitte ohne Streifen 1,0, Gewässerrand ohne Streifen 1,5 und Gewässerrand mit Streifen 2,1. Allerdings unterscheidet sich nur der Gewässerrandstreifen signifikant von den Feldmitten, aber nicht von der Variante ohne Streifen. Durch das Metabarcoding konnte somit kein signifikanter positiver Effekt des Gewässerrandstreifens auf die Artenvielfalt der semiaquatischen Insekten nachgewiesen werden.

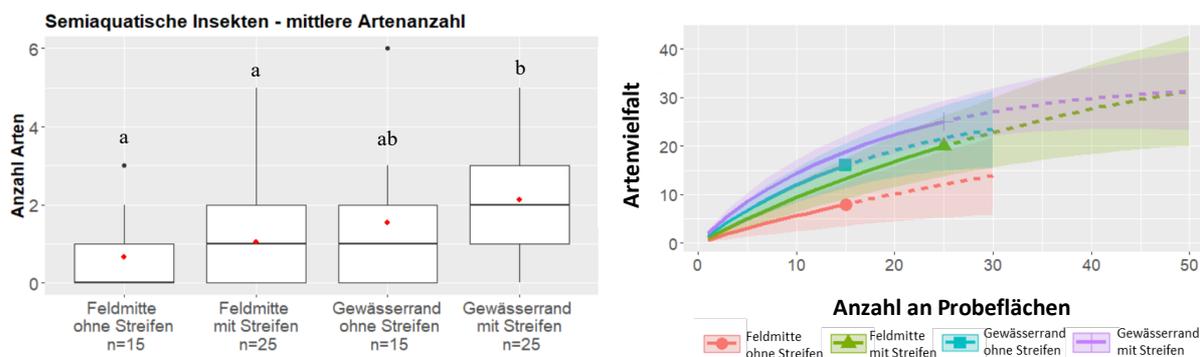


Abbildung 26: Boxplot (links) und Artenakkumulationskurve (rechts) für die semiaquatischen Insektenarten aus dem Datensatz der Metabarcoding-Analyse in den einzelnen Varianten mit unterschiedlicher Probenflächenanzahl (Feldmitte ohne Streifen: n=15, Feldmitte mit Streifen: n=25, Gewässerrand ohne Streifen: n=15, Gewässerrand mit Streifen: n=25), roter Punkt ist der Mittelwert über alle Malaisefallenstandorte je Variante (unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede) (links).

Tabelle 5: Vergleich der determinierten semiaquatischen Insekten-Arten über das Metabar-coding und über die klassische Artbestimmung

Ordnung	Familie	Metabarcoding	klassische Artbestimmung
Ephemeroptera	Baetidae	<i>Baetis neus</i>	
Ephemeroptera	Baetidae	<i>Baetis rhodani</i>	
Ephemeroptera	Baetidae	<i>Baetis vernus</i>	<i>Baetis vernus</i> , <i>Baetis vernus</i> -Gruppe
Ephemeroptera	Baetidae		<i>Prodoxon</i> sp.
Ephemeroptera	Caenidae	<i>Caenis macrura</i>	
Ephemeroptera	Ephemerellidae		<i>Ephemerella</i> sp.
Ephemeroptera	Ephemerellidae	<i>Serratella ignita</i>	<i>Serratella ignita</i>
Ephemeroptera	Ephemeridae	<i>Ephemerella danica</i>	
Ephemeroptera	Heptageniidae	<i>Electrogena ujhelyii</i>	<i>Electrogena ujhelyii</i>
Ephemeroptera	Leptophlebiidae	<i>Habrophlebia fusca</i>	
Ephemeroptera	Leptophlebiidae	<i>Paraleptophlebia submarginata</i>	
Plecoptera	Nemouridae		<i>Amphinemura standfussi</i>
Plecoptera	Nemouridae	<i>Nemoura cinerea</i>	<i>Nemoura cinerea</i>
Plecoptera	Nemouridae	<i>Nemurella pictetii</i>	<i>Nemurella pictetii</i>
Trichoptera	Beraeidae		<i>Beraea maurus</i>
Trichoptera	Beraeidae	<i>Beraea pullata</i>	<i>Beraea pullata</i>
Trichoptera	Beraeidae		<i>Ernodes articularis</i>
Trichoptera	Ecnomidae	<i>Ecnomus tenellus</i>	<i>Ecnomus tenellus</i>
Trichoptera	Goeridae	<i>Goera pilosa</i>	<i>Goera pilosa</i>
Trichoptera	Goeridae	<i>Silo nigricornis</i>	
Trichoptera	Hydropsychidae	<i>Hydropsyche angustipennis</i>	<i>Hydropsyche angustipennis</i>
Trichoptera	Hydropsychidae	<i>Hydropsyche bulbifera</i>	<i>Hydropsyche bulbifera</i>
Trichoptera	Hydropsychidae	<i>Hydropsyche fulvipes</i>	
Trichoptera	Hydropsychidae		<i>Hydropsyche instabilis</i> -Gruppe
Trichoptera	Hydropsychidae	<i>Hydropsyche pellucidula</i>	
Trichoptera	Hydropsychidae	<i>Hydropsyche saonica</i>	<i>Hydropsyche saonica</i>
Trichoptera	Hydroptilidae	<i>Hydroptila forcipata</i>	<i>Hydroptila forcipata</i>
Trichoptera	Hydroptilidae		<i>Hydroptila sparsa</i> , <i>Hydroptila sparsa</i> -Gruppe
Trichoptera	Hydroptilidae	<i>Hydroptila vectis</i>	<i>Hydroptila vectis</i>
Trichoptera	Hydroptilidae	<i>Oyethira flavicomis</i>	
Trichoptera	Leptoceridae		<i>Athripsodes albifrons</i>
Trichoptera	Leptoceridae		<i>Athripsodes bilineatus</i>
Trichoptera	Leptoceridae		<i>Mystacides</i> sp.
Trichoptera	Leptoceridae	<i>Mystacides niger</i>	
Trichoptera	Limnephilidae	<i>Glyphotaenius pellucidus</i>	<i>Glyphotaenius pellucidus</i>
Trichoptera	Limnephilidae		<i>Ironoquia dubia</i>
Trichoptera	Limnephilidae	<i>Limnephilus etricatus</i>	<i>Limnephilus etricatus</i>
Trichoptera	Limnephilidae		<i>Limnephilus ignavus</i>
Trichoptera	Limnephilidae	<i>Limnephilus lunatus</i>	<i>Limnephilus lunatus</i>
Trichoptera	Limnephilidae		<i>Limnephilus rhombicus</i>
Trichoptera	Limnephilidae		<i>Potamophyla luctuosus</i>
Trichoptera	Limnephilidae	<i>Potamophyla nigricornis</i>	
Trichoptera	Limnephilidae	<i>Potamophyla rotundipennis</i>	<i>Potamophyla rotundipennis</i>
Trichoptera	Phryganeidae	<i>Agrypnia varia</i>	
Trichoptera	Polycentropodidae		<i>Cyrnus</i> sp.
Trichoptera	Polycentropodidae	<i>Plectrocnemia conspersa</i>	<i>Plectrocnemia conspersa</i>
Trichoptera	Polycentropodidae	<i>Polycentropus irroratus</i>	<i>Polycentropus irroratus</i>
Trichoptera	Psychomyiidae	<i>Lype reducta</i>	<i>Lype reducta</i>
Trichoptera	Psychomyiidae		<i>Psychomyia pusilla</i>
Trichoptera	Psychomyiidae	<i>Tinodes pallidulus</i>	<i>Tinodes pallidulus</i>
Trichoptera	Psychomyiidae		<i>Tinodes unicolor</i>
Trichoptera	Psychomyiidae		<i>Tinodes waeneri</i>
		34 Arten	39 Arten

4.2 Wirkung des Gewässerrandstreifens auf die epigäische Arthropoden (Datensatz aus den Bodenfallen)

4.2.1 Häufigkeit, Vielfalt und Dominanz der epigäischen Arthropoden in den einzelnen Varianten

Über die 40 Untersuchungsflächen mit jeweils 16 Einzelbodenfallen und einen Fangzeitraum von 44 bzw. 45 Tagen pro Falle hinweg wurden insgesamt 399.524 Individuen gezählt und einer von 18 Arthropoden-Gruppen zugeordnet. Die Mittelwerte der Gesamtindividuen zwischen den Varianten (ohne Streifen 56,87 Individuen pro Tag, mit Streifen 54,86 Individuen pro Tag) unterschieden sich kaum. Zusätzlich wurden 724 Gehäuseschnecken erfasst, die überwiegende Mehrheit davon im Ufer mit Streifen (360 Individuen), gefolgt vom Ufer ohne Streifen (208 Individuen) und dem Gewässerrand mit Streifen (121 Individuen). Im Feldrand mit Streifen wurden noch 14 Gehäuseschnecken nachgewiesen, in allen anderen Varianten < 10.

Die meisten Individuen, die in den Bodenfallen gefangen wurden, gehörten zu den Käfern (Coleoptera) (30 %) und den Spinnentieren (Arachnida) (27 %). Darauf folgten die berücksichtigten Hautflügler (Hymenoptera) mit 24 %, wobei es sich hier bei 99,9 % der Individuen um Ameisen handelte (97.393 Individuen) und nur 83 Individuen der Gruppe der Bienen angehörten. Asseln, Hundert- und Tausendfüßer wurden zu einer Gruppe, den Myria- und Isopoda zusammengefasst und machten insgesamt 14 % der Gesamtindividuen aus. Hemiptera (5 %) umfassten hier nur die Zikaden und Wanzen, wobei insgesamt ca. 5 mal so viele Zikadenindividuen wie Wanzenindividuen gefunden wurden. Heuschrecken (909 Individuen) und Ohrwürmer (370 Individuen) machten zusammen nur 0,32 % der Gesamtindividuen aus. Da Vertreter der Diptera (Zweiflügler) und der Collembola (Springschwänze) nicht aus den Bodenfallenfängen herausortiert wurden, sind dazu keine Angaben möglich.

Der vierstufige Entfernungsgradient von der Böschungsoberkante des Gewässers zur Feldmitte (0 m (Ufer), 5 m (Gewässerrand), 12 m (Feldrand), 80 m (Feldmitte) Abstand zum Gewässer) folgte einem Muster in der Dominanz des Auftretens der unterschiedlichen Ordnungen: Während Coleoptera und Arachnida zur Feldmitte hin zunehmend dominierten, nahm der Anteil an Hymenoptera (Ameisen) ab (Abbildung 27). Die Unterschiede zwischen den Varianten (mit und ohne Streifen) waren allerdings recht gering, bei keiner der getesteten Gruppen (Gesamtindividuen, Arachnida, Laufkäfer, Kurzflügler, Myria/Isopoda, Ameisen) (Abbildung 28) gab es bei den Aktivitätsdichten einen signifikanten Unterschied zwischen der Variante mit und ohne Streifen beim jeweils selben Abstand zum Gewässer. In der Feldmitte war in der Variante ohne Streifen der Anteil an Arachnida etwas kleiner und der Anteil an Myria-/Isopoda etwas höher, im Feldrand gab es kaum Unterschiede, am Gewässerrand war ohne Streifen der Anteil an Coleoptera und Myria-/Isopoda leicht höher und der Anteil an Hymenoptera (Ameisen) und Hemiptera etwas kleiner, im Ufer gab es wieder kaum Unterschiede (Abbildung 27). Unter den Coleoptera gab es wohl einige Arten (im Schnitt gehören 30 % aller Coleoptera-Individuen der Familie der Laufkäfer, weitere 32 % der Familie der Kurzflügler an), die gut an die Bedingungen im Acker angepasst sind. Bei den Ameisen und Hemiptera dagegen profitierten mehr Individuen von der Anlage eines Gewässerrandstreifens.

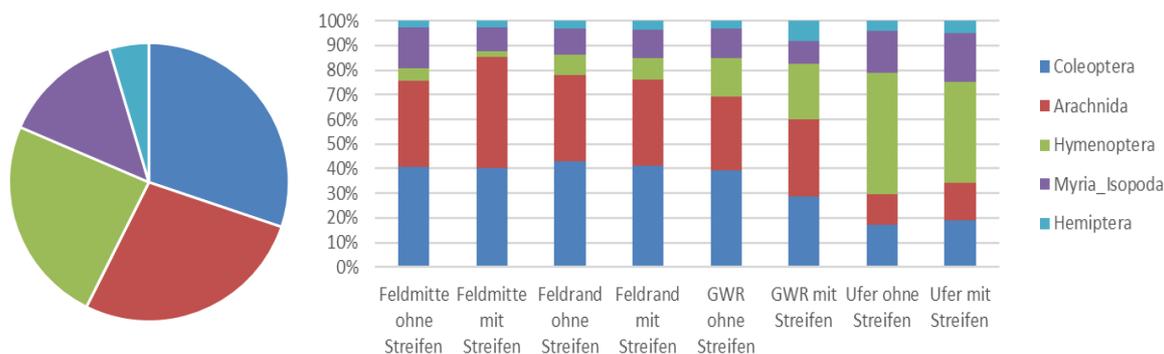


Abbildung 27: Anteil der Individuen pro Ordnung an den Gesamtindividuen (Kreisdiagramm) und jeweils in den verschiedenen Varianten (Säulendiagramm).

Die Anzahl der Gesamtindividuen in den Bodenfallen und somit die Aktivitätsdichte der primär an der Bodenoberfläche aktiven Arthropoden nahmen vom Ufer zum Feldinneren ab, die Individuenanzahl am Ufer lag signifikant über der Individuenanzahl in den anderen Varianten (Abbildung 28). Die Variante ohne Gewässerrandstreifen lag dabei am Ufer, am Feldrand und in der Feldmitte leicht über der Variante mit Streifen, aber beim 5-Meter-Abstand lag die Variante mit Gewässerrandstreifen etwas höher. Keiner dieser Unterschiede war statistisch signifikant, kann aber darauf hindeuten, dass ein Gewässerrandstreifen einen potenziellen Lebensraum für einige Arthropodengruppen darstellen kann. Insbesondere für die Gruppen der Spinnentiere und der Ameisen zeigte sich im Gewässerrandstreifen eine etwas höhere Individuenanzahl für die Streifen-Variante beim 5-Meter-Abstand zum Gewässer. Bei der zusammengefassten Gruppe der Myria- und Isopoda gab es nur einen Unterschied zwischen den Individuenzahlen in beiden Ufervarianten und den restlichen Varianten. Die Tiere halten sich demnach lieber in der Nähe des Gewässers auf, unabhängig von einem Streifen. Bei der Familie der Laufkäfer und Kurzflügelkäfer, welche beide eine wichtige Bedeutung als Schädlingsregulatoren im Agrarökosystem haben, gibt es keine Unterschiede zwischen den Varianten, abgesehen davon, dass bei den Laufkäfern die Individuenzahl zur Feldmitte hin zu nimmt. Bei beiden Familien zeichnet sich ab, dass in der Variante ohne Streifen eher mehr Individuen zu finden sind als mit Streifen (abgesehen von den Laufkäferindividuen im Feldrand). Dies deutet darauf hin, dass es unter den Laufkäfern und Kurzflügelkäfern typische Ackerarten gibt, die eine hohe Aktivität in Ackerlebensräumen aufweisen.

Zu berücksichtigen ist, dass es zu einem unterschiedlichen räumlichen Auftreten bei einigen Arthropodengruppen kommen kann in Abhängigkeit davon, ob ein Gewässerrandstreifen vorhanden ist, oder nicht. Tiere, die sich bei Flächen ohne Streifen in dem schmalen, oft nur ein Meter breiten Uferstreifen bzw. in der Böschung aufhalten, können bei Flächen mit Vorhandensein eines Gewässerrandstreifens eine größere Fläche nutzen, da sie geeignete Lebensraumbedingungen auf einer größeren Fläche vorfinden.

Da Bodenfallenfänge abhängig von der Aktivität der Tiere sind, kann eine geringere Individuenzahl auch eine Folge von geringer Aktivität sein. Die Aktivität ist u.a. vom Raumwiderstand, dem Nahrungsangebot und dem Mikroklima abhängig. Im Gewässerrandstreifen ist der Raumwiderstand erhöht, wodurch sich die Aktivität reduzieren kann. Daten zum Mikroklima und dem Nahrungsangebot wurden nicht erhoben und dazu können keine Aussagen getroffen werden. Wetterbedingte Auswirkungen auf die Varianten waren innerhalb einer Region zwischen den Varianten vernachlässigbar, da sie weitgehend identisch sind.

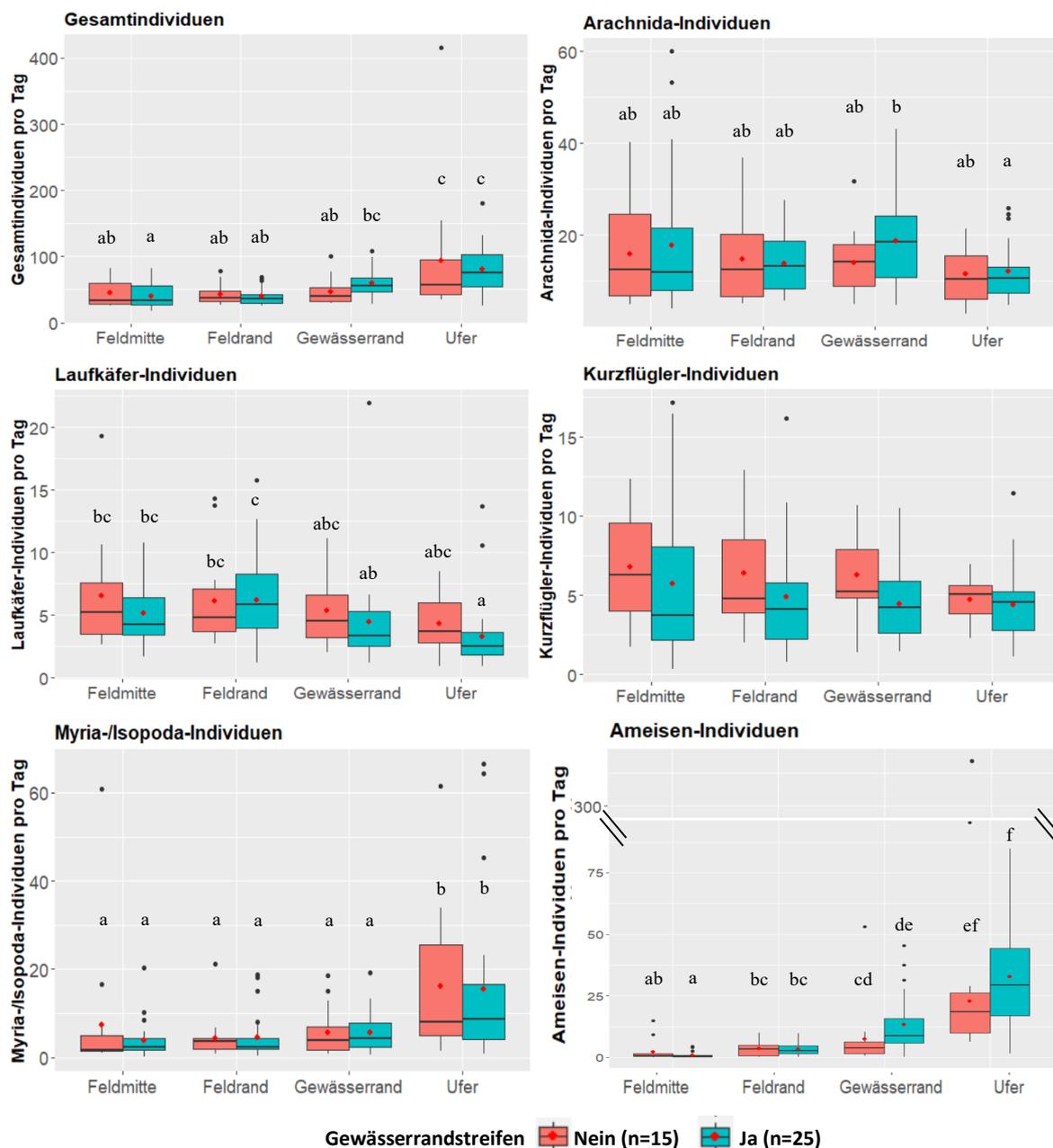


Abbildung 28: Anzahl der Individuen in den Varianten entlang des räumlichen Gradienten vom Ufer zur Feldmitte für die Gesamtindividuen (oben links) und für einige ausgewählte Artengruppen: Arachnida (oben rechts), Laufkäfer (Mitte links), Kurzflügler (Mitte rechts), Myria-/Isopoda (unten links) und Ameisen (unten rechts), roter Punkt ist der Mittelwert über alle Malaisefallenstandorte je Variante (unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede). Bei den Kurzflüglern war kein Modell signifikant besser als das Nullmodell, weshalb keine Signifikanzniveaus eingetragen sind.

Somit lässt sich für die Individuenzahlen aus den Bodenfallen, die von Ende Mai bis September erhoben worden sind, kein signifikanter Effekt des Gewässerrandstreifens auf die Individuenanzahl bzw. Aktivitätsdichte der epigäischen Arthropoden ableiten. Bei den Gesamtindividuen, Spinnentieren und Ameisen fanden sich bei dem 5-Meter-Abstand zum

Gewässer etwas mehr Individuen im Gewässerrandstreifen als in der Variante ohne Streifen. Die Gesamt-Individuenanzahl hängt signifikant mit dem Abstand zum Gewässer zusammen, wobei am Ufer mehr Individuen gefangen wurden als mit größerer Distanz zum Gewässer. Dieser Effekt beruht lediglich auf den Individuen der Gruppe der Ameisen und der Sammelgruppe der Myria-/Isopoda.

4.2.2 Wirkung des Gewässerrandstreifens auf die Familie der Laufkäfer (Carabidae) (Datensatz aus der Artdetermination durch Fachexperten)

Insgesamt wurden 17.675 Laufkäfer aus drei Wochen Fangzeitraum auf Artniveau durch Fachexperten bestimmt und das Geschlechterverhältnis sofern möglich ermittelt. Insgesamt waren ca. 44 % der Individuen weiblich, 51 % männlich, der Rest war unbekannt (Tabelle 6). Am Ufer war der Anteil an weiblichen Laufkäfern bei Vorhandensein eines Gewässerrandstreifens leicht erhöht im Vergleich zu der Variante ohne Streifen, was jedoch statistisch nicht signifikant war. An allen anderen Abständen zum Gewässer veränderte sich das Geschlechterverhältnis zwischen der Variante mit und ohne Streifen nur geringfügig.

Tabelle 6: Geschlechterverhältnis der Laufkäfer für die Variante mit und ohne Gewässerrandstreifen entlang des Gradienten vom Gewässerufer zur Feldmitte

	Gesamt	Männlich	Weiblich	Anteil Männlich	Anteil Weiblich
Feldmitte ohne Streifen	2331	1130	1058	48%	45%
Feldmitte mit Streifen	3127	1630	1422	52%	45%
Feldrand ohne Streifen	2188	1087	955	50%	44%
Feldrand mit Streifen	3453	1764	1592	51%	46%
Gewässerrand ohne Streifen	1782	886	747	50%	42%
Gewässerrand mit Streifen	2491	1291	1046	52%	42%
Ufer ohne Streifen	1218	690	491	57%	40%
Ufer mit Streifen	1560	799	697	51%	45%

Die Anzahl gefangener Individuen und somit die Aktivitätsdichte der Laufkäfer nahm mit zunehmendem Abstand zum Gewässer zu (Abbildung 29, links). Die Variante ohne Gewässerrandstreifen lag dabei leicht über der Variante mit Streifen, doch war dieser Unterschied nicht statistisch signifikant: Die Differenz war in der Feldmitte mit 1,42 Tieren pro Tag am höchsten, gefolgt vom Gewässerrand mit 0,97 und dem Ufer mit 0,92 Tieren pro Tag. Der geringste Unterschied in der Aktivitätsdichte der Laufkäfer zwischen der Variante mit oder ohne Gewässerrandstreifen zeigte sich am Feldrand mit 0,41 Tieren pro Tag.

Im Schnitt wurden über alle Varianten und untersuchten Standorte $16 \pm 4,6$ Arten gefunden (Abbildung 29, rechts). Am Ufer lagen die Werte zwischen den Varianten mit und ohne Streifen am weitesten auseinander (ohne Streifen: $19,1 \pm 4,4$, mit Streifen: $14,6 \pm 4,9$). Am Gewässerrand und in der Feldmitte lag der Wert ohne Streifen (Gewässerrand: $16,6 \pm 2,4$, Feldmitte: $14,8 \pm 2,9$) leicht über dem Wert mit Streifen (Gewässerrand: $16, \pm 4,3$, Feldmitte: $14,2 \pm 5,4$), der Unterschied war aber nicht statistisch signifikant. Einzig die Artenzahl am Ufer ohne Streifen (im Mittel 19,1 Arten pro Fläche) unterschied sich signifikant von der Feldmitte mit Streifen (im Mittel 14,2 Arten pro Fläche).

Wir konnten somit keinen signifikanten Effekt eines Gewässerrandstreifens auf die erfasste Individuenanzahl bzw. Aktivitätsdichte und Artenzahl der Laufkäfer nachweisen. Ein Effekt des Abstands vom Gewässer war bei den Individuenzahlen erkennbar, mit signifikant höherer Aktivitätsdichte in der Feldmitte.

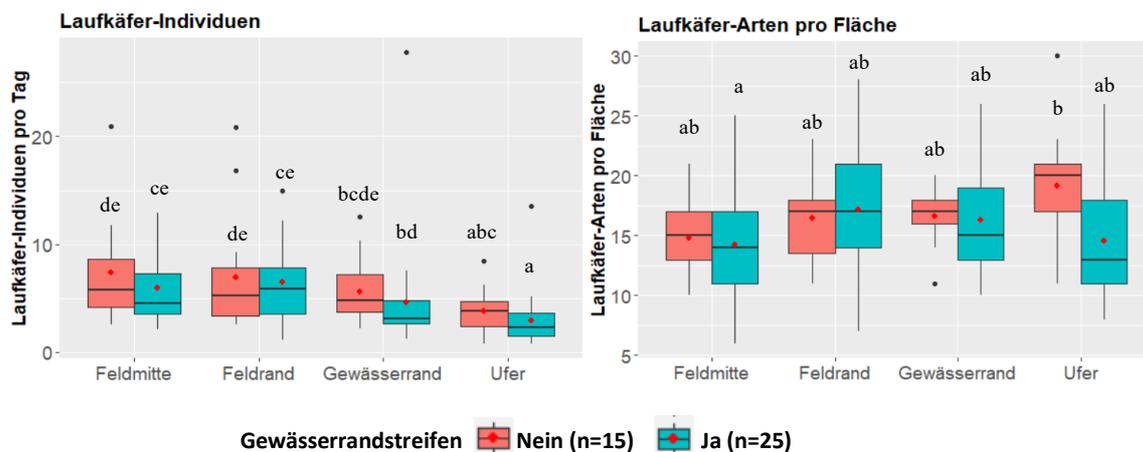


Abbildung 29: Laufkäfer-Individuenanzahl pro Tag und die mittlere Laufkäferartenanzahl pro Fläche entlang des Gradienten vom Gewässer zur Feldmitte mit und ohne Gewässerrandstreifen, roter Punkt ist der Mittelwert über alle Malaisefallenstandorte je Variante (unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede).

Insgesamt kamen von den 489 in Bayern (Bay. Landesamt für Umwelt, 2020) bekannten Laufkäferarten 103 auf den Untersuchungsflächen vor, wobei in der Feldmitte in der Summe 57 (ohne Streifen) bzw. 58 (mit Streifen), am Feldrand ohne Streifen 56 und mit Streifen 66, am Gewässerrand ohne Streifen 54 und mit Streifen 77 und am Ufer ohne Streifen 74 und mit Streifen 75 unterschiedliche Arten gefunden wurden; den Varianten liegt jedoch eine unterschiedliche Anzahl an Probeflächen zugrunde (Abbildung 30). Auffällig ist, dass bei einer höheren Datenerhebung in der Feldmitte ohne Streifen noch mehr Arten zu erwarten gewesen wären, wie an der Steigung und der Extrapolation der Artenakkumulationskurve ableitbar ist. Die Gamma-Diversität im Gewässerrandstreifen entspricht der Gamma-Diversität, die auch in der Ufervariante mit Streifen nachgewiesen worden ist und ist der im Ufer ohne Streifen sehr ähnlich. Bei der Variante Gewässer ohne Streifen sind es ähnlich viele Arten wie in den Feldrand-Varianten. Der Lebensraum im Gewässerrandstreifen ist vergleichbar mit dem Ufer und stellt somit eine räumliche Erweiterung des Ufer- bzw. Böschungslbensraums dar.

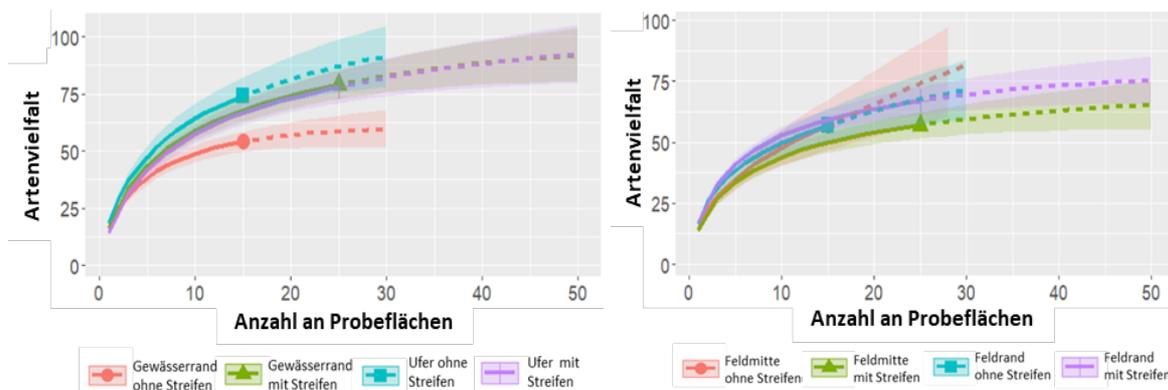


Abbildung 30: Artenakkumulationskurve für die Laufkäfer in den verschiedenen Varianten entlang des Gradienten vom Gewässer zur Feldmitte mit und ohne Gewässerrandstreifen, zur besseren Übersichtlichkeit gewässernahe (links) und gewässerferne (rechts) Varianten in zwei verschiedenen Graphiken (Probenflächenanzahl ohne Streifen: jeweils $n=15$, mit Streifen: jeweils $n=25$). Zu beachten: die Kurven der beiden Varianten Gewässerrand mit Streifen und Ufer mit Streifen liegen übereinander.

Rote-Liste-Status und Bestandssituation der nachgewiesenen Arten:

Über 50 % der in Bayern vorkommenden Laufkäferarten gelten als (potenziell) bestandsgefährdet oder als ausgestorben / verschollen (Bay. Landesamt für Umwelt, 2020). 14 der 103 über alle Untersuchungsflächen nachgewiesenen Laufkäferarten stehen auf der Roten Liste Bayern, acht davon auf der Vorwarnliste, vier in der Kategorie 3 (gefährdet), einer in der Kategorie 2 (stark gefährdet), und einer in der Kategorie 1 (vom Aussterben bedroht) (

Tabelle 7).

Der vom Aussterben bedrohte Germanische Sandlaufkäfer (*Cylindera germanica*) wurde nur in der Region Ruhstorf nachgewiesen, dort aber in allen Varianten – in höheren Individuenzahlen (> 10) jedoch nur in Varianten mit Streifen sowie im Feldrand und Ufer ohne Streifen. In der Feldmitte ohne Streifen wurden nur maximal vier Individuen gefunden. Bei der Laufkäferart aus der Kategorie „stark gefährdet“, *Harpalus solitarius*, handelt es sich um zwei Einzelfunde, die auch nur auf eine Region (Kelheim) und zwei naheliegende Flächen einmal mit und einmal ohne Streifen, begrenzt sind. Alle anderen Rote Liste-Arten kamen in allen Varianten vor, wobei in der Feldmitte und am Feldrand insgesamt mehr Individuen dieser Arten in den Varianten mit Streifen und am Ufer und am Gewässerrand jeweils mehr Individuen in den Varianten ohne Streifen vorkamen. Dies deutet darauf hin, dass es bei Vorhandensein eines Gewässerrandstreifens zu einer unterschiedlichen räumlichen Verteilung der Arten kommen kann, da sie auf einer größeren Fläche ein geeignetes Habitat vorfinden.

Tabelle 7: Rote Liste Arten der Laufkäfer mit ihrem Status in Deutschland und Bayern

Arten	Autor, Jahr	RL Bay 2020	Bestand Bay	RL DE 2015	Bestand DE
<i>Cylindera germanica</i>	Linnaeus, 1758	1	s	2	ss
<i>Harpalus solitarius</i>	Dejean, 1829	2	ss	3	s
<i>Abax carinatus</i>	Duftschmid, 1812	3	s	V	s
<i>Chlaenius nitidulus</i>	Schrank, 1781	3	s	3	s
<i>Dyschirius intermedius</i>	Putzeys, 1846	3	s		mh
<i>Panagaeus cruxmajor</i>	Linnaeus, 1758	3	s		mh
<i>Amara curta</i>	Dejean, 1828	V	mh	V	mh
<i>Carabus auratus</i>	Linnaeus, 1760	V	mh		mh
<i>Carabus cancellatus</i>	Illiger, 1798	V	h	V	mh
<i>Carabus ulrichii</i>	Germar, 1824	V	mh	V	s
<i>Diachromus germanus</i>	Linnaeus, 1758	V	S		s
<i>Harpalus luteicornis</i>	Duftschmid, 1812	V	s		s
<i>Notiophilus aestuans</i>	Dejean, 1826	V	mh	V	mh
<i>Ophonus schaubergerianus</i>	Puel, 1937	V	s	V	s

Die aktuelle Bestandssituation der Laufkäfer nach der Roten Liste Bayern (2020) zeigt, dass die Tiere aus den Häufigkeitsklassen „sehr häufig“, „häufig“ und „mäßig häufig“ in allen Varianten mit meist über 95 % dominierten (Abbildung 31). Seltene Arten wurden in allen Varianten gefunden, von den Individuenzahlen her waren sie allerdings am stärksten in der Variante Gewässerrand mit Streifen vertreten, mit im Schnitt 5 % der Individuen. Die einzige sehr seltene Art, *Harpalus solitarius*, wurde nur mit jeweils einem Individuum in den Varianten Gewässerrand mit Streifen und Ufer ohne Streifen in der Region Kelheim nachgewiesen.

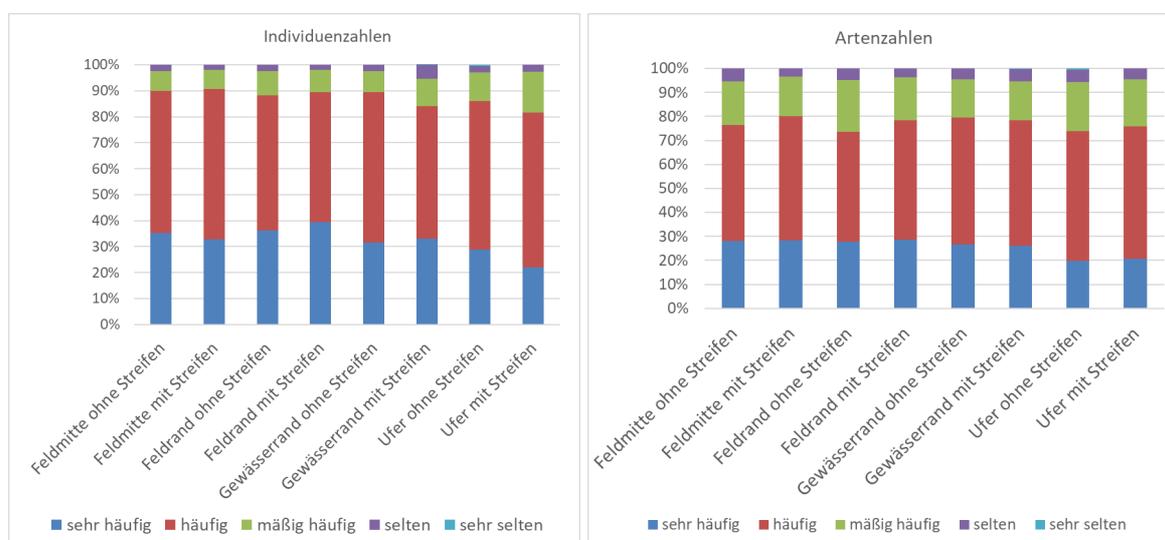


Abbildung 31: Verteilung der Laufkäfer-Individuen (links) bzw. der Laufkäferarten (rechts) in Abhängigkeit von der Häufigkeit ihres Auftretens in Bayern (LfU, Rote Liste Bayern 2020) in den Varianten entlang eines räumlichen Gradienten vom Ufer zur Feldmitte jeweils mit und ohne Gewässerrandstreifen (ohne Streifen: jeweils n=15 Flächen, mit Streifen: jeweils n=25 Flächen).

Lebensraumtypen der Laufkäfer in den verschiedenen Varianten:

Die Laufkäfer wurden auf Basis des wissensbasierten Katalogs der Laufkäfer Deutschland der Gesellschaft für angewandte Carabidologie (2009) entsprechend ihrer Schwerpunkt- und Hauptvorkommen in unterschiedliche Lebensraumtypen eingeteilt, um aufzeigen zu können, ob sich die untersuchten Varianten entlang eines räumlichen Gradienten vom Ufer hin zur Feldmitte, jeweils mit und ohne Gewässerrandstreifen hinsichtlich der Individuen- bzw. Artenzusammensetzung unterscheiden. Insbesondere bei den Individuen zeigt sich eine deutlich ausgeglichenerere Verteilung über die unterschiedlichen Lebensraumtypen jeweils in der Variante mit Streifen und v.a. je näher am Gewässer man sich befindet. Zur Feldmitte hin nehmen die eurytopen Individuen zu, während im Streifen grünlandbewohnende Arten stärker vertreten sind (Abbildung 32).

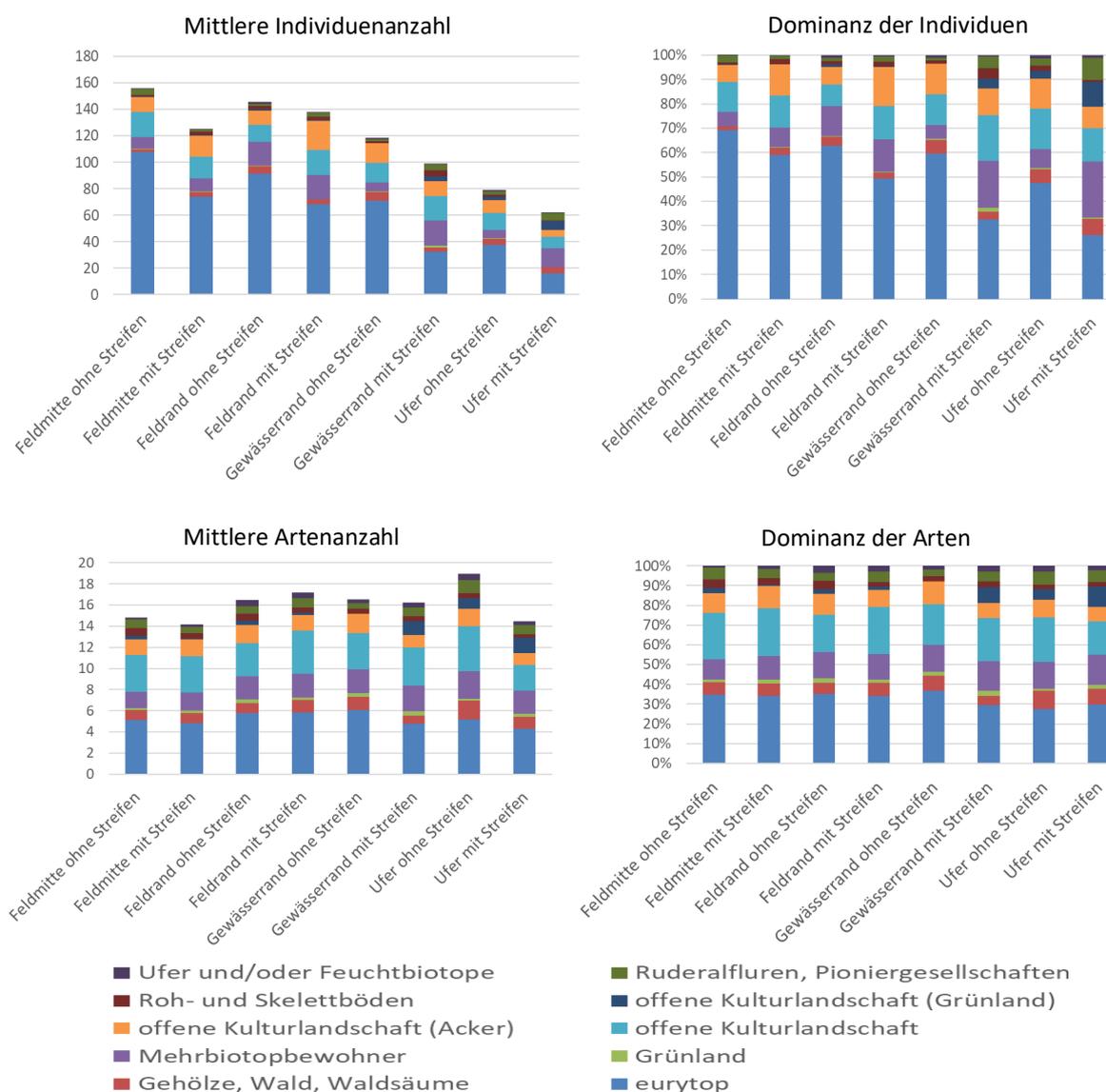


Abbildung 32: Verteilung der Individuen (oben) bzw. Arten (unten) auf ihre bevorzugt besiedelten Lebensraumtypen (Einstufung nach Carabidologie 2009) für die untersuchten Varianten entlang eines räumlichen Gradienten vom Ufer hin zur Feldmitte jeweils mit und ohne Gewässerrandstreifen (ohne Streifen: jeweils n=15 Flächen, mit Streifen: jeweils n=25 Flächen).

Artengemeinschaften auf den Untersuchungsflächen:

Unterschiede in der Artenzusammensetzung (Abbildung 33) zwischen den Regionen zeigen sich vor allem zwischen Ruhstorf und Mengkofen: Dort scheint jeweils ein regionsspezifisches Artenspektrum vorzukommen. Die Untersuchungsflächen in Dachau und Kelheim scheinen eine größere Bandbreite in der Artengemeinschaft aufzuweisen, die sich zumindest in Teilen mit der Artengemeinschaft in den anderen Regionen deckt.

Die Artengemeinschaften in den acht unterschiedlichen Varianten überlappen sich stark, so dass die Artengemeinschaften sehr viel Ähnlichkeit aufweisen und sich nicht stark von einer anderen abgrenzen. Der Abstand zum Gewässer scheint sich jedoch leicht auszuwirken, da sich die Varianten auf der x-Achse leicht differenzieren und entlang des Gradienten vom Ufer zur Feldmitte auseinanderschieben. Die Variante Ufer mit Streifen grenzt sich dabei noch am stärksten ab, Ufer ohne Streifen und Gewässerrand mit Streifen überschneiden sich größtenteils. Die Lebensräume am Ufer und im Gewässerrandstreifen ähneln sich stark und beherbergen ein vergleichbares Artenspektrum. Ein Gewässerrandstreifen kann somit eine räumliche Erweiterung des Ufer- bzw. Böschungslbensraums darstellen.

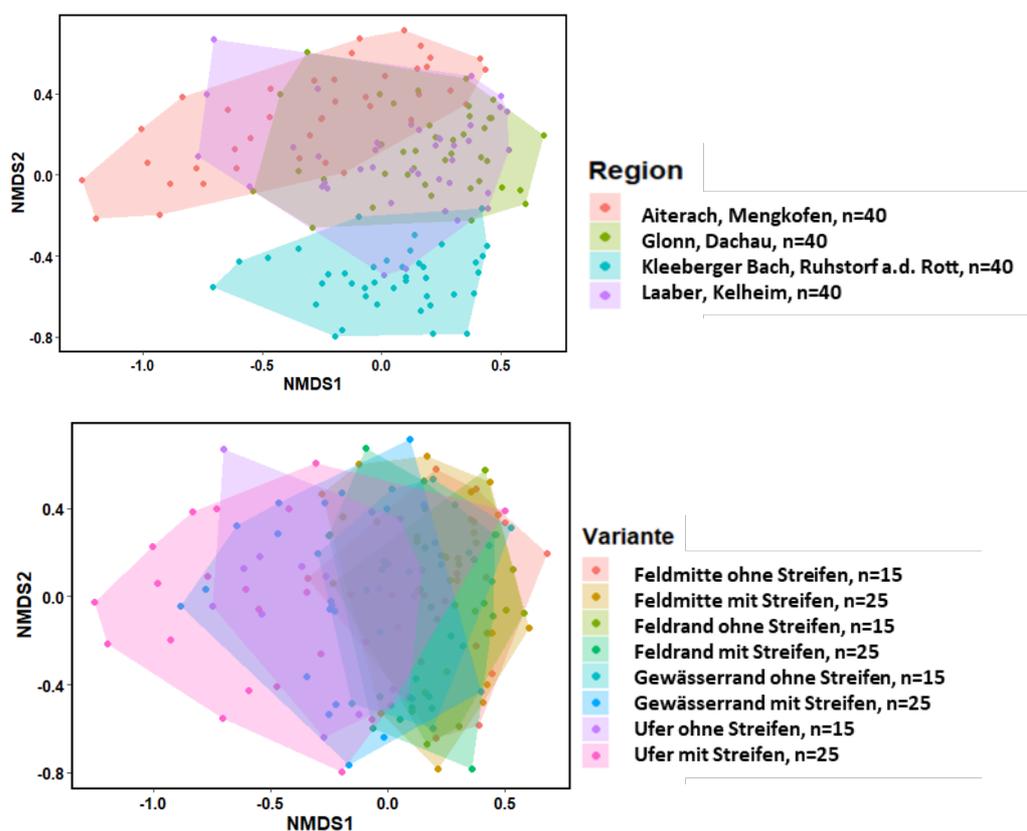


Abbildung 33: Nicht-metrische multidimensionale Skalierung (NMDS) der Artengemeinschaften der einzelnen Bodenfallenstandorte bezüglich der Laufkäfer-Arten für die vier Untersuchungsregionen (oben) und für die Varianten entlang des Gradienten vom Ufer hin zur Feldmitte, jeweils mit und ohne Gewässerrandstreifen (unten). Jeder Punkt steht für die Artengemeinschaft eines Fallenstandorts, ähnliche Punkte liegen nah beieinander; $k=4$, $\text{stress}=0,17$, $\text{distance}=\text{“bray-curtis“}$.

4.2.3 Wirkung des Gewässerrandstreifens auf die Gruppe der Spinnentiere (Arachnida) (Datensatz aus der Artdetermination durch Fachexperten)

Insgesamt wurden 32.484 Spinnentiere, davon 296 Individuen aus der Gruppe der Weberknechte und 42 Individuen aus der Ordnung der Pseudoskorpione, aus drei Wochen Fangzeitraum auf Art bestimmt und das Geschlechterverhältnis sofern möglich ermittelt. Insgesamt waren ca. 43 % der Individuen männlich, 36 % weiblich, 22 % juvenil (Tabelle 8).

Am Ufer mit Streifen waren am meisten Juvenile (37 %), aber am wenigsten weibliche Tiere (17 %) zu finden. Generell war in der Variante mit Streifen bei jedem Abstand zum Gewässer ein höherer Anteil an Juvenilen zu finden, dies war aber statistisch nicht signifikant. Der Anteil an weiblichen Individuen nahm vom Ufer zur Feldmitte in beiden Varianten zu, während die männlichen Tiere jeweils in der Variante ohne Streifen sehr gleichmäßig über die Distanz zum Gewässer verteilt waren.

Tabelle 8: Geschlechterverhältnis der Spinnentiere in den Varianten, Summe gefangener Tiere (Probenflächenanzahl: ohne Streifen: jeweils n=15 Flächen, mit Streifen: jeweils n=25 Flächen)

	Gesamt	Männlich	Weiblich	Juvenil	Anteil Männlich	Anteil Weiblich	Anteil Juvenil
Feldmitte ohne Streifen	3680	1514	1772	394	41%	48%	11%
Feldmitte mit Streifen	6958	2144	3482	1332	31%	50%	19%
Feldrand ohne Streifen	3191	1387	1294	510	43%	41%	16%
Feldrand mit Streifen	4520	1929	1682	909	43%	37%	20%
Gewässerrand ohne Streifen	2990	1334	1118	538	45%	37%	18%
Gewässerrand mit Streifen	5749	3120	1161	1468	54%	20%	26%
Ufer ohne Streifen	2073	911	523	639	44%	25%	31%
Ufer mit Streifen	3323	1513	572	1238	46%	17%	37%

Die gefangenen Individuenzahlen der Spinnentiere und somit ihre Aktivitätsdichte waren in der Variante mit Streifen in der Feldmitte und am Gewässerrand etwas höher als in der Variante ohne Streifen (Abbildung 34), dieser Unterschied war aber nicht statistisch signifikant. Die Differenz zwischen der Variante mit Streifen und der ohne betrug dabei in der Feldmitte 2,4, am Feldrand -3,4, am Gewässerrand 2,2 und am Ufer 0,04 Tiere pro Tag.

Im Schnitt wurden über alle untersuchten Flächen und Varianten $16,2 \pm 4,6$ Arten gefangen. In der Feldmitte mit $14,4 \pm 4,6$ (Mittel für Flächen mit und ohne Streifen) waren die Werte für die Variante mit und ohne Gewässerrandstreifen sehr nah beieinander (Abbildung 34). Am Feldrand und am Gewässerrand lag die Variante mit Streifen (Feldrand: $15,6 \pm 4,2$ Arten, Gewässerrand: $16,8 \pm 3,1$ Arten) geringfügig über der Variante ohne Streifen (Feldrand: $14,7 \pm 3,8$ Arten, Gewässerrand: $16 \pm 2,7$ Arten). Am Ufer war es umgekehrt, da lag die Variante ohne Streifen mit $19,3 \pm 4,7$ Arten über der Variante mit Streifen mit $18 \pm 5,8$ Arten. Jedoch waren für alle Entfernungen keine statistisch signifikanten Unterschiede zwischen der Variante mit und der Variante ohne Gewässerrandstreifen feststellbar. Die Artenzahl änderte sich in beiden Varianten (mit und ohne Streifen) in den ersten 12 Metern stärker als zwischen 12 Metern und 80 Metern Abstand zum Gewässer. Die Artenzahl war in der Feldmitte statistisch signifikant niedriger als im Ufer ohne Gewässerrandstreifen.

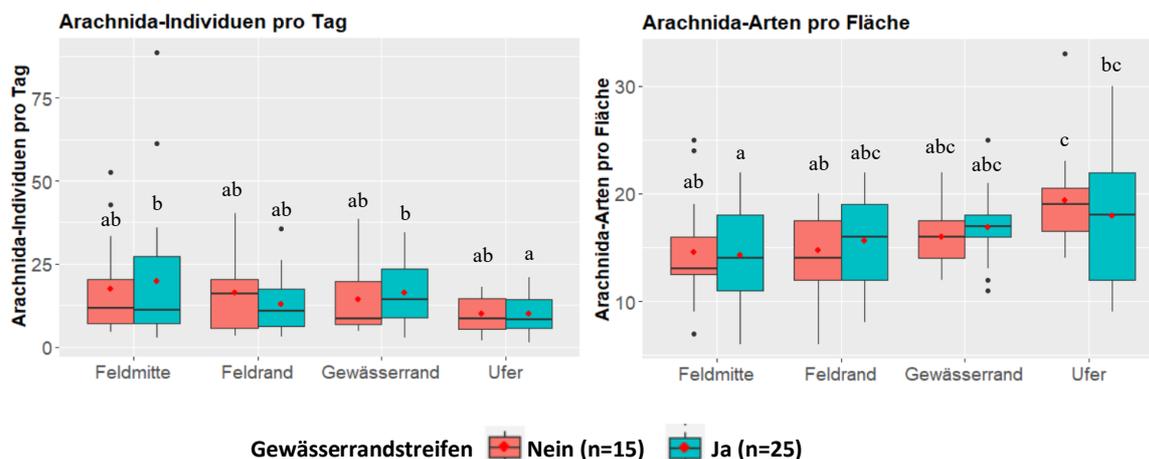


Abbildung 34: Individuenanzahlen der Spinnentiere pro Tag und die mittlere Spinnenartenanzahl pro Fläche gemittelt für die Varianten entlang eines räumlichen Gradienten vom Ufer hin zur Feldmitte jeweils mit und ohne Gewässerrandstreifen, roter Punkt ist der Mittelwert über alle Malaisefallenstandorte je Variante (unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede).

Wir konnten somit keinen Effekt eines Gewässerrandstreifens auf die erfasste Individuenanzahl bzw. Aktivitätsdichte und Artenzahl der Spinnentiere nachweisen. Ein Effekt des Abstands vom Gewässer war bei den Artenzahlen erkennbar, mit höherer Artenvielfalt am Ufer als in der Feldmitte.

Insgesamt wurden von den 842 in Bayern bekannten Spinnenarten (Blick & Scheidler, 2003) 115 Arten, von den 42 in Bayern bekannten Weberknechtarten (Muster & Blick, 2003) sechs Arten und von den 25 in Bayern bekannten Pseudoskorpionarten (Blick & Muster, 2003) vier Arten auf den Untersuchungsflächen entdeckt. Weitere Individuen, die keiner Art zugeordnet werden konnten, wurden 18 unterschiedlichen Gattungen und weitere 11 nur unterschiedlichen Familien zugewiesen. In der Feldmitte ohne Streifen wurden insgesamt mindestens 47 und mit Streifen 56, am Feldrand ohne Streifen 54 und mit Streifen 58, am Gewässerrand ohne Streifen 57 und mit Streifen 73 und am Ufer ohne Streifen 71 und mit Streifen 92 Arten nachgewiesen. Den Varianten liegt jedoch eine unterschiedliche Anzahl an Probeflächen zugrunde, weshalb die Darstellung einer Artenakkumulationskurve gewählt wurde (Abbildung 35). Insbesondere am Ufer scheint also der Gewässerrandstreifen einen positiven Einfluss auf die Diversität bzw. Artenvielfalt der Arachnida zu haben. Ein Grund dafür könnte sein, dass durch die Anlage eines Gewässerrandstreifens den Spinnen eine größere geeignete Biotopfläche zur Verfügung steht.

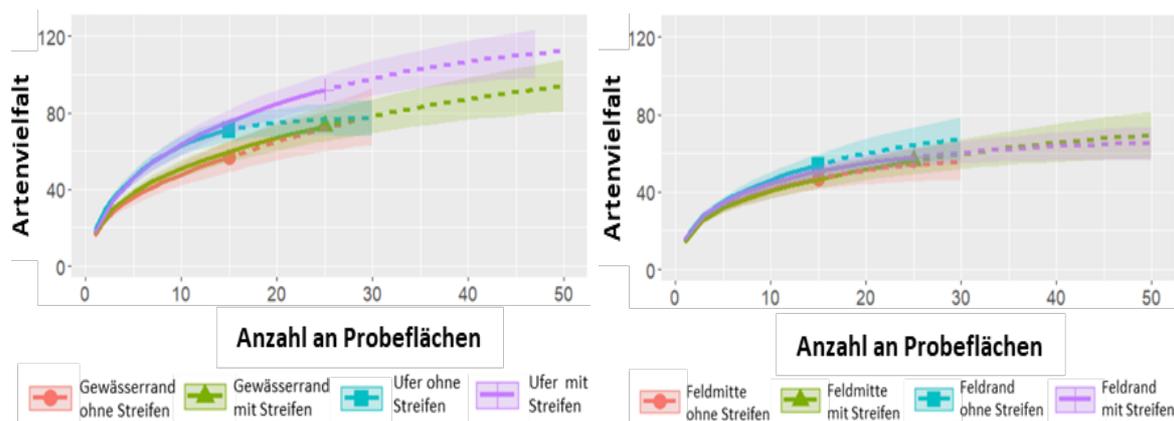


Abbildung 35: Artenakkumulationskurve für die Arachnida in den verschiedenen Varianten, zur besseren Übersichtlichkeit gewässernahe und gewässerferne Varianten in zwei verschiedenen Graphiken für die einzelnen Varianten mit unterschiedlicher Probenflächenanzahl (ohne Streifen: jeweils $n=15$, mit Streifen: jeweils $n=25$).

Rote-Liste-Status der nachgewiesenen Arten:

Der Großteil der nachgewiesenen Spinnen sind häufige und weit verbreitete Arten. Doch zehn der nachgewiesenen Arten stehen auf der Roten Liste Bayern, neun in der Kategorie 3 (gefährdet), eine in der Kategorie 2 (stark gefährdet), und bei einer weiteren Art sind die Daten defizitär (Tabelle 9). Der stark gefährdete Gefleckte Wühlwolf, *Arctosa maculata*, kam, unabhängig vom Vorhandensein eines Streifens, nur in der Region Ruhstorf auf sieben Flächen vor, allerdings in recht geringen Individuenzahlen (1-4 pro Standort) und nie in der Feldmitte. Am zweithäufigsten mit insgesamt neun Individuen auf fünf Flächen in zwei Regionen (Kelheim und Mengkofen) kam das gefährdete Grubenstirnspeinchen, *Abacoproeces saltuum*, vor, welches abgesehen vom Ufer nur in den Varianten mit Streifen im Gewässerrand, Feldrand und der Feldmitte zu finden war. Bei den anderen Rote Liste Arten handelt es sich um vereinzelte Fänge.

Tabelle 9: Rote Liste Arten der Spinnentiere mit ihrem Status in Deutschland von 2016 und Bayern von 2004

Arten	Deutscher Artname	RL Bay 2004	RL DE 2015	Bestand DE
<i>Arctosa maculata</i>	Gefleckter Wühlwolf	2	3	ss
<i>Tegenaria campestris</i>	Steinwinkelspinne	3		s
<i>Callilepis nocturna</i>	Gewöhnlicher Ameisendieb	3		h
<i>Trachyzelotes pedestris</i>	Gewöhnliche Stiefelspinne	3		h
<i>Abacoproeces saltuum</i>	Grubenstirnspeinchen	3		h
<i>Glyphesis servulus</i>	Gewöhnliches Sumpfspeinchen	3	V	s
<i>Mioxena blanda</i>	Bleichspeinchen	3		h
<i>Syedra gracilis</i>	Zartes Orangenweberchen	3		s
<i>Zodarion germanicum</i>	Deutscher Ameisenjäger	3	3	s
<i>Nemastoma dentigerum</i>	Einzahnmooskanker	3		mh
<i>Sibianor tantulus</i>	Schwarzer Dickbeinspringer	D	R	es

Lebensraumschwerpunkte der Spinnen in den verschiedenen Varianten:

Die Spinnen wurden auf Basis der Veröffentlichung zur Waldbindung ausgewählter Tiergruppen Deutschlands (Dorow et al. 2019) ihrem Lebensraumschwerpunkt zugeordnet. Dabei wurde ermittelt, ob sich die einzelnen Varianten hinsichtlich der Individuen- bzw. Artenzusammensetzung unterscheiden. Der weit überwiegende Teil der Individuen und Arten hatte den Lebensraumschwerpunkt im Offenland und im Offenland / Waldrand, d.h. Schwerpunkt im Offenland, aber auch im Wald oder am Waldrand vorkommend. Im Gewässerrandstreifen dominierten mit 40,3 % die Individuen der Offenlandarten (Abbildung 36). In allen anderen Varianten war der Anteil der Offenlandarten niedriger. Waldarten und Arten, die ihren Schwerpunkt im lichten Wald oder an Waldrändern haben, kamen mit höheren Individuenzahlen nur am Ufer und am Gewässerrand mit Streifen vor. Arten, die gleichermaßen im Offenland und im Wald vorkommen (Wald und Offenland, rot in Abbildung 36), wurden verstärkt am Ufer nachgewiesen. Dies deutet darauf hin, dass diese Arten von dem Strukturreichtum am Gewässerrand profitierten.

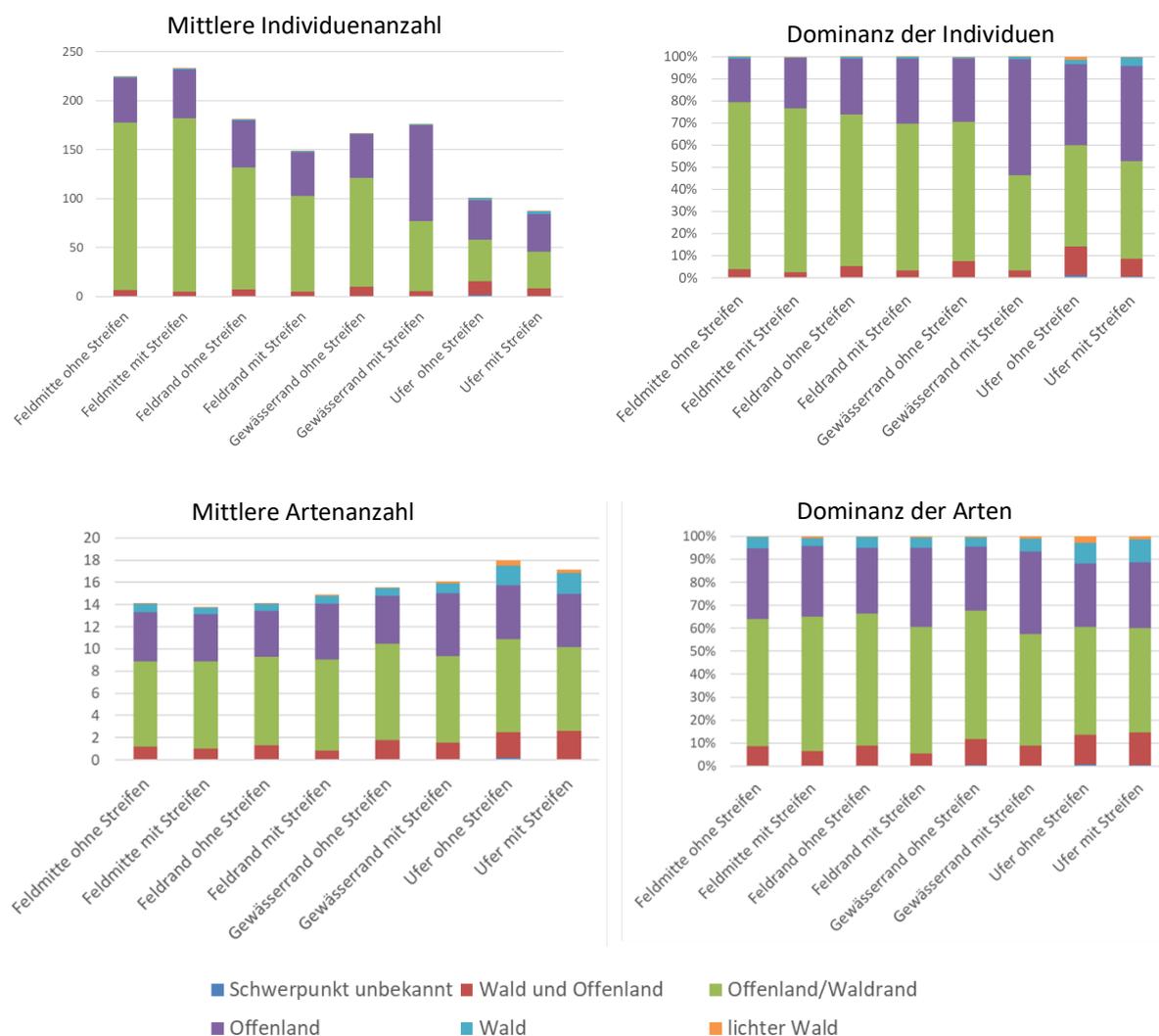


Abbildung 36: Verteilung der Individuen (oben) bzw. Arten (unten) auf die verschiedenen Lebensraum-Schwerpunkte der Spinnentiere im Wald oder Offenland für die einzelnen Varianten mit unterschiedlicher Probenflächenanzahl (ohne Streifen: jeweils n=15, mit Streifen: jeweils n=25).

Artengemeinschaften auf den Untersuchungsflächen:

Die Artenzusammensetzung (Abbildung 37) in den vier Regionen ähnelt sich sehr stark. Insbesondere jeweils die zwei Regionen, die im gleichen Jahr beprobt worden sind, 2019 die Regionen Ruhstorf und Mengkofen, sowie 2020, die Regionen Dachau und Kelheim, zeigen eine vergleichbare Artengemeinschaft in den Untersuchungsflächen.

Die Artengemeinschaften in den acht unterschiedlichen Varianten überlappen sich nur teilweise, wobei die vier gewässernahen und die vier gewässerfernen Varianten jeweils die größten Überschneidungen aufweisen. Die beiden Ufervarianten scheinen sich am meisten von den anderen Artengemeinschaften abzugrenzen, was die Bedeutung der Ufervegetation für die Arachnida-Artengemeinschaft hervorhebt.

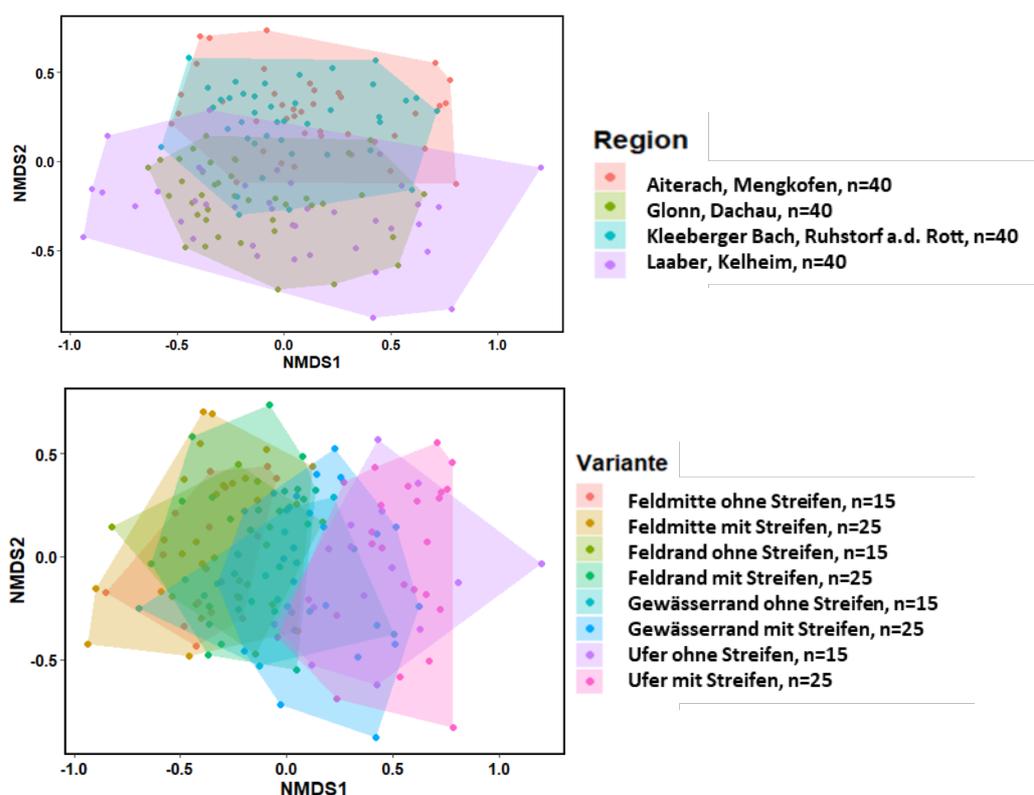


Abbildung 37: Nicht-metrische multidimensionale Skalierung (NMDS) der Artengemeinschaften der einzelnen Bodenfallenstandorte bezüglich der Spinnen-Arten für die verschiedenen Regionen (oben) und Varianten (unten). Jeder Punkt steht für die Artengemeinschaft eines Fallenstandorts, ähnliche Punkte liegen nah beieinander; $k=4$, stress = 0,16, distance = "bray-curtis".

5 Einfluss von Vegetations- und Bewirtschaftungsvariablen im Gewässerrandstreifen auf die flugfähigen Insekten und epigäischen Arthropoden

5.1 Korrelationen von Vegetations- und Bewirtschaftungsdaten im Gewässerrandstreifen mit Insektenbiomasse, Arten- und Individuenzahlen der flugfähigen Insekten und epigäischen Arthropoden

Im Folgenden werden nur die Daten aus den betrachteten 25 Gewässerrandstreifen herangezogen. Am meisten positive Korrelationen gab es zwischen Kräuterdeckung (Mittelwert über die Fangzeiträume) bzw. der höchsten erfassten Blütendeckung in den Fangzeiträumen und den Insektendaten (Individuenanzahl der Gesamtindividuen, der Diptera, der Hemiptera, der Hymenoptera, der Lepidoptera und der Syrphidae, sowie Artenanzahl der Gesamtarten, der Hymenoptera und der Syrphidae) aus den Malaisefallen (Abbildung 38, Tabelle 10). Beide Parameter korrelierten ebenfalls signifikant miteinander mit einem Rangkorrelationskoeffizienten nach Spearman von $r_s = 0,6$. Die stärkste positive Korrelation wurde zwischen der Syrphidae-Individuenanzahl und der Blütendeckung festgestellt ($r_s = 0,64$) zu einem Signifikanzniveau von $p \leq 0,05$. Die einzige negative Korrelation herrschte zwischen der Ackerzahl und der Artenzahl der Syrphidae ($r_s = -0,46$). Für die Daten zu den Individuenanzahlen wurden mehr Korrelationen mit Vegetations- und Bewirtschaftungsvariablen entdeckt als für die Artenzahlen. Die Insektenbiomasse nur aus den Fallen im Gewässerrandstreifen korrelierte mit keinen der betrachteten Vegetations- und Bewirtschaftungsdaten im Gewässerrandstreifen signifikant und mit den Insektendaten nur mit der Artenanzahl der Syrphidae im Gewässerrandstreifen. Bei den Gesamtdaten (inkl. Feldmitte und Gewässerrand ohne Streifen) gab es dagegen einen deutlichen Zusammenhang zwischen Insektenbiomasse und der allgemeinen Artenanzahl und Individuendanzahl (siehe dazu Abbildung 16 und Abbildung 19, Kapitel 4.1.4 und Kapitel 4.1.5.3).

Bei den Insektendaten aus den Bodenfallen waren die Schnitthäufigkeit, Kräuterdeckung und Blütenfarbenanzahl die Faktoren mit den meisten Korrelationen (jeweils zwei). Sowohl die Gesamtindividuenanzahl der epigäischen Arthropoden als auch die Zahl der gefangenen Ameisen zeigte eine positive Korrelation mit der Kräuterdeckung und der Blütenfarbenanzahl. Die stärkste Korrelation wurde zwischen der Schnitthäufigkeit und der Individuenanzahl der Arachnida nachgewiesen ($r_s = 0,60$). Ein Effekt der Breite des Streifens konnte weder auf die Insektendaten aus den Malaisefallen noch für die Insektendaten aus den Bodenfallen festgestellt werden.

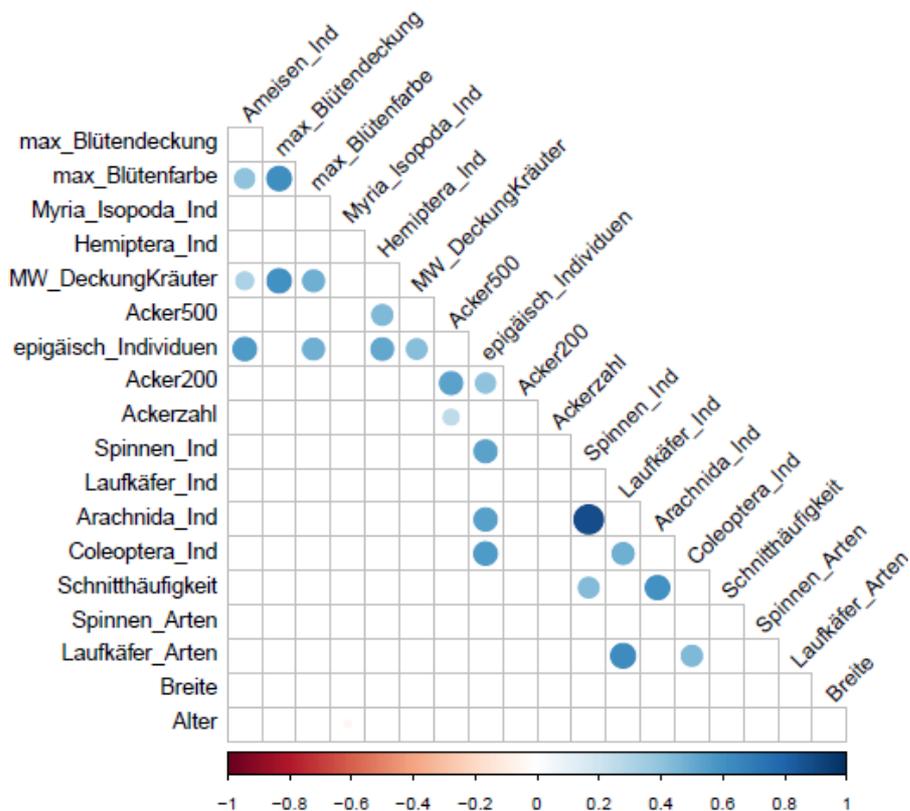
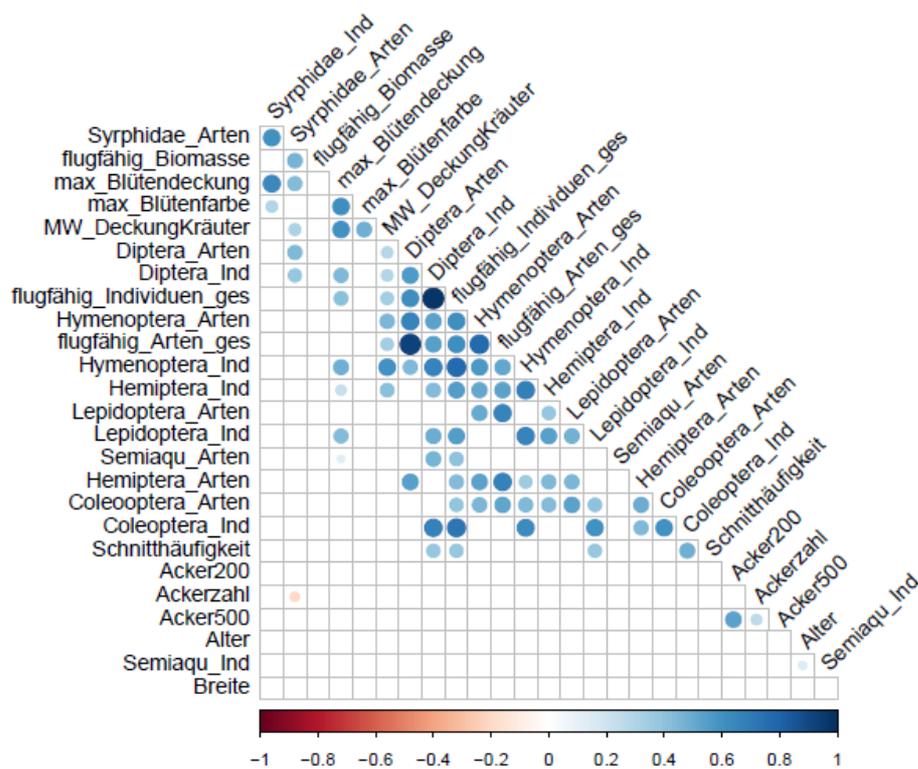


Abbildung 38: Korrelationsmatrix nach Spearmans Rangkorrelation der Vegetations- bzw. Bewirtschaftungsvariablen mit den Daten zu Insektenbiomasse, Individuenzahlen und Artenzahlen aus den Malaisefallen (oben) bzw. Bodenfallen (unten) im Gewässerrandstreifen (5 Meter Abstand zum Gewässer), $p \leq 0,1$.

Tabelle 10: Spearmans Rangkorrelationskoeffizient für ausgewählte Vegetations- / Bewirtschaftungsdaten und Insektenarten für Malaisefallen (oben) und Bodenfallen (unten) (nur Korrelationen ab einem Signifikanzniveau von $p \leq 0,1$ wurden dargestellt).

Malaisefallen	Schnitthäufigkeit	Kräuterdeckung	Blütendeckung
flugfähig_Gesamt-Individuenanzahl	0,39.	0,35.	0,42*
Diptera_Individuenanzahl	0,39.	0,30.	0,45*
Hemiptera_Individuenanzahl		0,42*	
Hymenoptera_Individuenanzahl		0,61*	0,49*
Coleoptera_Individuenanzahl	0,49*		
Lepidoptera_Individuenanzahl	0,39.		0,43*
Syrphidae_Individuenanzahl			0,64*
flugfähig_Gesamt-Artenzahl		0,34.	
Hymenoptera_Artenzahl		0,46*	
Syrphidae_Artenzahl		0,31.	0,44*

. Signifikanzniveau $p \leq 0,1$

* Signifikanzniveau $p \leq 0,05$

Bodenfallen	Schnitt-häufigkeit	Kräuter-deckung	Blütenfar-benanzahl	Ackeranteil 500m-Radius	Ackeranteil 200m-Radius
epigäisch_Gesamt-Individuenanzahl		0,43*	0,48*		0,41*
Arachnida_Individuenanzahl	0,6*				
Spinnen_Individuenanzahl	0,43*				
Ameisen_Individuenanzahl		0,32.	0,4*		
Hemiptera_Individuenanzahl				0,44*	

. Signifikanzniveau $p \leq 0,1$

* Signifikanzniveau $p \leq 0,05$

5.1.1 Die wichtigsten Einflussfaktoren auf die flugaktiven Insekten im Gewässerrandstreifen

Die Vegetation im Gewässerrandstreifen hatte einen deutlichen Einfluss auf die Insektenbiomasse, Individuenanzahl und Artenzahl, die in Malaisefallen im Gewässerrandstreifen gefangen wurden. Ein höherer Kräuteranteil in der Vegetation geht auch mit einem höheren Blütenangebot einher und wirkte sich positiv auf die Insekten aus. Handelte es sich bei dem Streifentyp um einen Blühenden, d.h. der Leguminosenanteil lag mindestens bei 30 % oder es war ein Blühstreifen angesät, so war die Insektenbiomasse im Vergleich zu den beiden anderen Typen (Wiese mit einem Grasanteil von < 70 % bzw. Ruderalisiert mit einem Brennnessel- und / oder Schilfanteil ≥ 30 %) im Mittel um 1 g/Tag erhöht. Bei der Insektenartenzahl schnitten ruderalisierte und blühende Typen besser ab als Wiesen. Die Anzahl der Schnitte (Mahd oder Mulchmahd) stieg in unserem Versuch nicht über drei, weshalb noch nicht von einer intensiven Nutzung des Gewässerrandstreifens gesprochen werden kann. Auf die Insektenbiomasse hatte die Anzahl der Schnitte keinen Einfluss, dafür reagierten in unserer Studie die Artenanzahl und die Individuenanzahl der flugaktiven Insekten leicht positiv auf 1-3 Schnitte im Jahr.

Für die flugaktiven Insekten stellte sich somit ein Gewässerrandstreifen mit einem hohen Anteil blühender Kräuter als die beste Variante im Rahmen dieser Untersuchung heraus. Die unterschiedlichen Gewässerrandstreifentypen, die untersucht worden sind, bilden

jedoch noch keinen vollständigen Gradienten ab. Endgültige Aussagen über den optimalen Zustand eines Gewässerrandstreifens für Insekten können daher nicht getroffen werden, jedoch lassen sich durchaus gute Hinweise für eine sinnvolle Entwicklung insektenfreundlicher Gewässerrandstreifen ableiten.

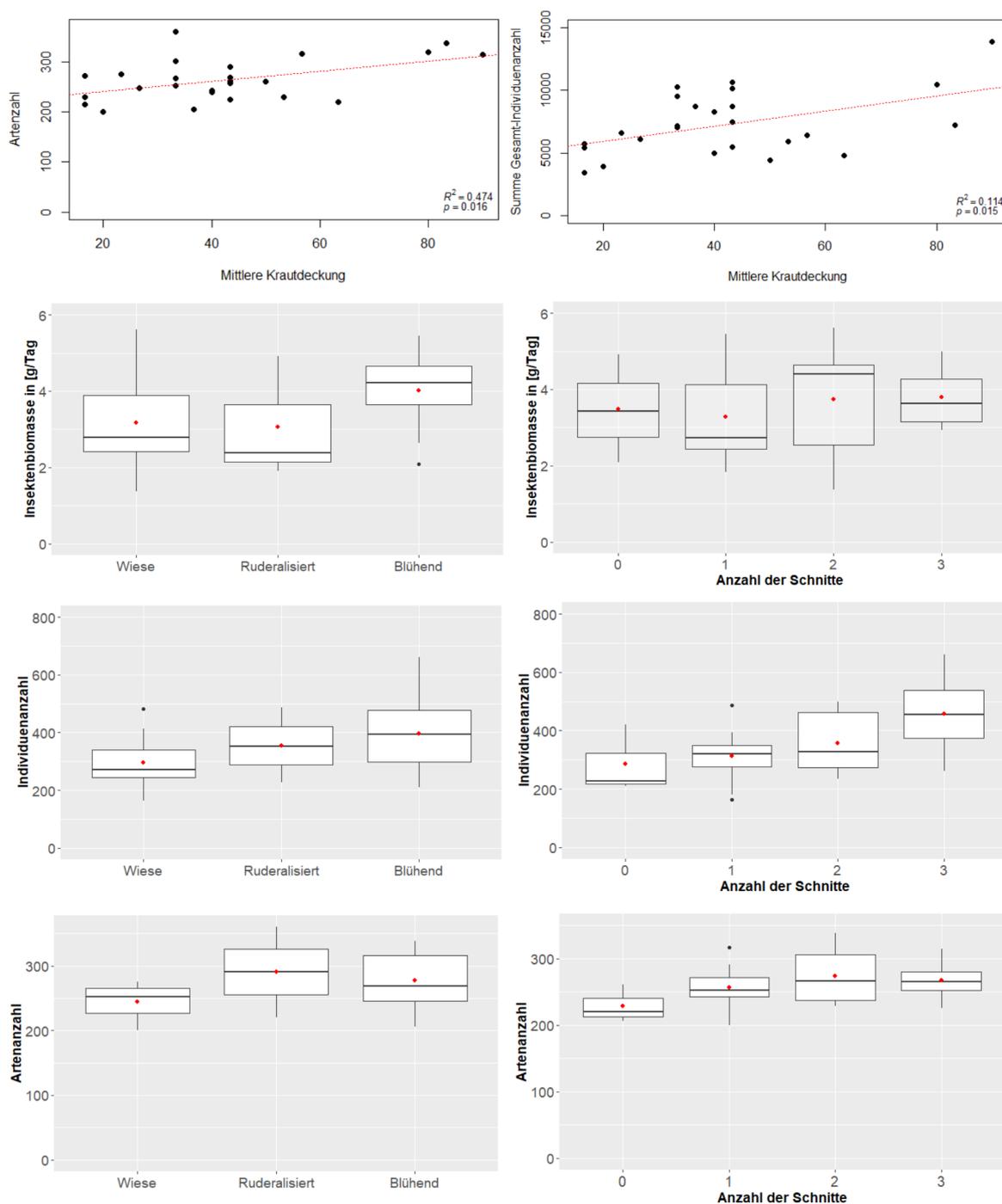


Abbildung 39: Einfluss der mittleren Kräuterdeckung (obere Reihe), des Streifentyps (Wiese: Grasanteil > 70 %, Ruderalisiert: Brennnessel- und/oder Schilffanteil \geq 30 %, Blühend: Leguminosenanteil \geq 30 % oder Blühstreifen) (linke Spalte) und der Anzahl der Schnitte pro Jahr (rechte Spalte) im Gewässerrandstreifen auf die Insektenbiomasse, Individuenanzahl und die Artenzahl der flugfähigen Insekten erfasst durch Malaisefallen.

Die Faktoren im Gewässerrandstreifen, die sich demnach positiv auf die flugfähige Insektenvielfalt und -abundanz auswirken, sind die Kräuter- und die Blütendeckung der Vegetation. Zu beachten ist dabei, dass auch Streifen mit einem hohen Brennnessel-Anteil zu den kräuterreichen Gewässerrandstreifen zählen. Die Insektenbiomasse der flugfähigen Insekten ist etwas höher, wenn es sich um blühende Vegetation handelt. Bei den untersuchten Streifen wiesen solche mit 1-3 Schnitten im Jahr eine leicht höhere Individuen- und Artenzahl auf.

5.1.2 Die wichtigsten Einflussfaktoren auf die epigäische Arthropoden im Gewässerrandstreifen

Auf die Individuenanzahl der epigäischen Arthropoden wirkte sich die mittlere Kräuterdeckung im Gewässerrandstreifen positiv aus (Abbildung 40). Auch für die Familie der Ameisen war dieser Zusammenhang signifikant. Ein höherer Kräuteranteil führt auch zu einem höheren bzw. diverseren Nahrungsangebot und Strukturreichtum, wovon einige Gruppen profitieren können. Eine höhere Struktur- und Nahrungsdiversität ergibt sich auch aus der Anzahl verschiedener Blütenfarben auf einer Fläche. Die maximal erfasste Blütenfarbenanzahl über den gesamten Fangzeitraum korrelierte positiv mit der Individuenanzahl der epigäischen Arthropoden.

Die Schnitthäufigkeit wirkte sich positiv auf die Arachnida-Individuenanzahl aus, wobei mit maximal 3 Schnitten, noch nicht von einer intensiven Bewirtschaftung gesprochen werden kann. Durch den Schnitt wird der Raumwiderstand gesenkt und das Mikroklima verändert. Inwiefern der Raumwiderstand in einer kräuterreichen Wiese gesenkt ist, wurde nicht erfasst, aber auch dies könnte sich auf die Aktivitätsdichte und damit die Individuenzahlen, die in den Bodenfallen nachgewiesen wurden, ausgewirkt haben.

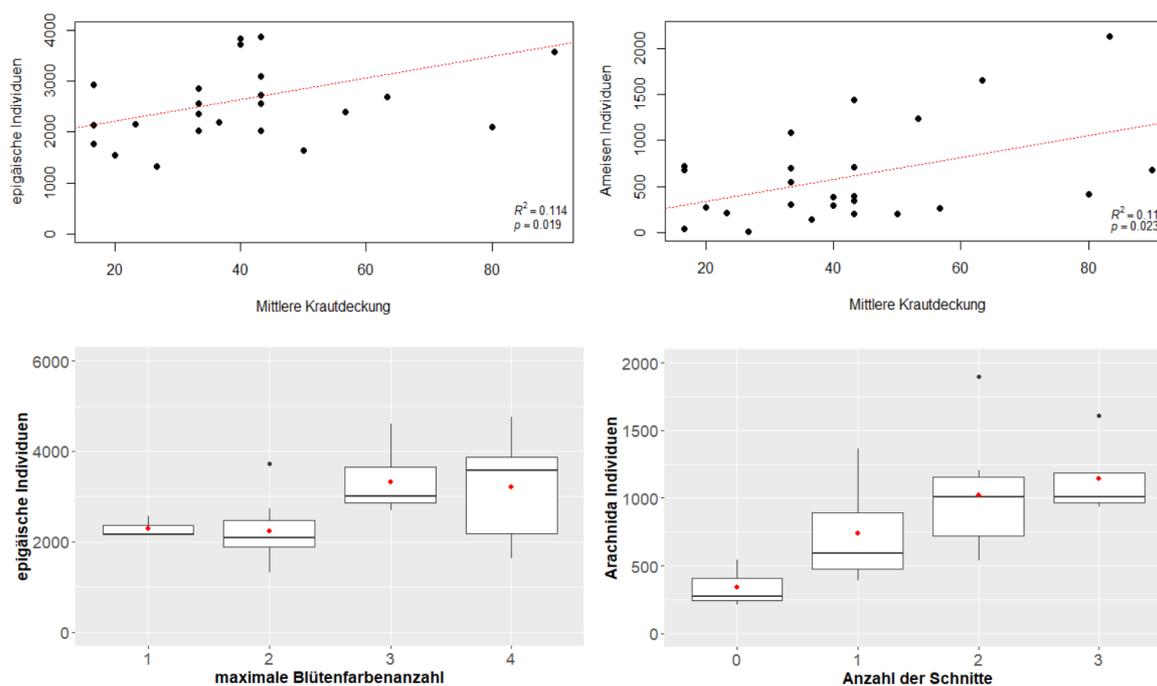


Abbildung 40: Einfluss der mittleren Kräuterdeckung, der maximal erfassten Blütenfarbenanzahl und der Anzahl der Schnitte pro Jahr auf die epigäische Gesamt-Individuenanzahl bzw. auf die Individuenanzahl ausgewählter Gruppen.

Bei der epigäischen Arthropodenfauna zeigten sich nur bei den Individuenzahlen (epigäische Gesamtindividuen, Individuen der Gruppen Spinnentiere (Arachnida), Spinnen als Sammelgruppe aus Webspinnen / Weberknechten / Pseudoskorpionen (Araneae / Opiliones / Pseudoscorpiones), Ameisen (Formicidae) und Schnabelkerfen (Hemiptera)) signifikante Effekte der untersuchten Vegetations- und Bewirtschaftungsparameter, nicht jedoch bei den Artenzahlen. Dabei waren die mittlere Kräuterdeckung, die maximal erfasste Blütenfarbenanzahl und die Schnitthäufigkeit im Gewässerrandstreifen die bedeutendsten Faktoren. Die in Abbildung 38 und Tabelle 10 dargestellten signifikanten Einflüsse des Ackeranteils in der Umgebung im 200 m bzw. 500 m Umkreis um die Malaisefalle im Gewässerrandstreifen auf die epigäischen Gesamtindividuen bzw. auf die Hemiptera-Individuen könnten auf ein massenhaftes Auftreten einzelner Arten zurückzuführen sein. Ebenso ist es aber auch möglich, dass dieser Effekt darauf beruht, dass sich die Arthropoden bei einem hohen Ackeranteil in der Landschaft räumlich anders verteilen und sich dann vermehrt in den vorhandenen Gewässerrandstreifen aufhalten.

6 Diskussion

6.1 Wirksamkeit von Gewässerrandstreifen auf flugfähige Insekten

Die in dieser Studie untersuchten Gewässerrandstreifen in ackerbaulich dominierten Landschaften wiesen eine höhere Insektenbiomasse (im Mittel um 40 % höhere Biomasse) auf und waren arten- (im Mittel um 16 % mehr Arten) und individuenreicher (im Mittel 38 % mehr Individuen) an flugfähigen Insekten als Gewässerränder ohne Streifen. Die Insektenartenzusammensetzung im Gewässerrandstreifen (siehe Abbildung 15 unten und Abbildung 22 unten) war dabei am unterschiedlichsten zu der Artenzusammensetzung in den anderen Varianten, bei denen die Falle mal am Gewässerrand und mal in der Feldmitte, aber damit immer in ackerbaulich genutzter Fläche stand. Dies unterstreicht die Bedeutung von Gewässerrandstreifen für die Biodiversität in agrarisch stark genutzten Regionen. Grundsätzlich lässt sich aber keine Aussage darüber treffen, ob dadurch insgesamt mehr Insekten in der Agrarlandschaft waren, oder sie sich nur anders verteilten. Dazu müssten langfristige Trends beobachtet werden, welche dieser Studie aber nicht zugrunde lagen. Allerdings wäre auch eine Veränderung der Verteilung in der Landschaft ein Zeichen für die positive Anziehungskraft der Gewässerrandstreifen und damit in jedem Fall ein Zugewinn für eine ackerbaulich dominierte Landschaft aus Insektensicht.

Die positive Wirkung von Pufferflächen in der Agrarlandschaft auf Insekten wurde bereits mehrfach nachgewiesen (Carvell et al. 2022, Cole et al. 2015, Haaland et al. 2011, Nelson et al. 2018, Scheper et al. 2013). Bei den meisten Studien handelte es sich dabei um Blühflächen, wohingegen in dieser Studie nur drei Flächen mit einer Blütmischung angesät waren. Unser Untersuchungsziel bestand darin, möglichst eine repräsentative Vielfalt typischer Gewässerrandstreifen im Unterbayerischen Hügelland abzubilden – von grasdominierten, über Streifen, die mit Kleeergrasgemenge oder Blütmischungen eingesät waren, bis hin zu ruderalisierten Flächen, um dadurch aussagekräftige Durchschnittswerte zum Einfluss von Gewässerrandstreifen auf die Artenvielfalt und Häufigkeit von Insekten zu generieren. Es zeigte sich über die beprobten Gewässerrandstreifen ein eindeutig positives Bild für die flugfähigen Insekten, obwohl diese z.T. sehr unterschiedliche Lebensraumbedingungen für Insekten bereitstellten. Besonders stark profitierte die Ordnung der Schmetterlinge (Tag- und Nachtfalter) von der Anlage eines Gewässerrandstreifens (Steigerung der Artenvielfalt um durchschnittlich 47 % und der Individuenanzahl um 216 %). Auch andere Studien zeigten einen starken Zusammenhang zwischen Habitattyp und -qualität und dem Vorkommen von Schmetterlingen: Kuussaari et al. 2007 wiesen nach, dass die Artenvielfalt tagaktiver Schmetterlinge in Agrarlandschaften am höchsten in seminaturlichem Grünland und ferner abhängig von nektarreichen Blüten und der Breite von Randstreifen war. Tscharrntke et al. (2002) zeigten, dass auch kleinere Areale seminaturlichen Grünlands in einer fragmentierten Landschaft von Bedeutung sind für polyphage Schmetterlinge. Körösi et al. fanden 2022 heraus, dass in agrarisch geprägten Landschaften v.a. die Schmetterlingsarten überwiegen, die über eine hohe Mobilität verfügen. Vermutlich können diese ausbreitungsstärkeren Arten schneller neugeschaffene fragmentierte Strukturen, wie die hier untersuchten Gewässerrandstreifen, finden und besiedeln.

Ein signifikanter Effekt des Gewässerrandstreifens auf die Insekten in der Feldmitte (Abstand 80 m vom Gewässerrand) wurde in dieser Studie nicht festgestellt. Zu beachten ist jedoch, dass bei der Feldmitte-Variante der Streifen immer am Gewässerrand zu finden war und nie in der Feldmitte. Wir können daher nicht nachweisen, ob ein Streifen am Gewässerrand liegen muss, oder ob es egal ist, wo der Streifen angelegt wird, um die positiven

Effekte auf die Insektenfauna zu entfalten. In anderen Studien konnte ein Ausstrahlungseffekt von Pufferflächen in benachbarte Agrarkulturen nachgewiesen werden (Haenke et al. 2009, Wagner et al. 2014). Dabei spielt jedoch die Distanz zum Randstreifen eine Rolle. Während wir in dieser Studie mit 80 Meter zum Gewässerrand und respektive 75 Meter zur Falle am Gewässerrand, eine hohe Distanz überbrückten, waren es bei Haenke et al. (2009), die jedoch Transektgänge mit Kescher durchführten, nur 6 Meter Abstand zum Pufferstreifen. Bei Wagner et al. (2014) betrug die Distanz der Fallen, bei denen ein Ausstrahlungseffekt festgestellt wurde, zum Blühstreifen 20 Meter. Lavandero et al. (2005) fanden heraus, dass sich die Anzahl der untersuchten Parasitoide signifikant mit dem Abstand zu einem Blühstreifen reduzierte, wobei bei ca. 10 Meter Abstand bereits die Trendlinie geschnitten wurde für Vergleichsflächen ohne Streifen. Daher liegt die Vermutung nahe, dass die 80 Meter zu weit entfernt sind, um einen Ausstrahlungseffekt überhaupt nachzuweisen. Sie dienen daher eher als Referenz für die Insektenfauna innerhalb der Agrarstrukturen ohne Beeinflussung durch entfernte Pufferstreifen.

Für die Artenvielfalt der mit den Malaisfallen gefangenen Insekten insgesamt und der Artenzahl der untersuchten Hauptordnungen (mit Ausnahme der Hemiptera) wurde am Gewässerrand ohne Streifen auch bei ackerbaulicher Nutzung noch eine signifikant höhere Artenzahl nachgewiesen als in der Feldmitte. Der positive Einfluss des höheren Nischenangebotes und der höheren Strukturvielfalt im direkten Umfeld des Gewässers konnte so deutlich bestätigt werden. Die Gewässerrandstreifen befinden sich also bereits an einer Stelle erhöhter Biodiversität und tragen zusätzlich zur Verbesserung der Biotopverbundfunktion des Gewässernetzes in der Agrarlandschaft bei. Für einen Großteil der Arten kann davon ausgegangen werden, dass sie bessere Lebensbedingungen in angrenzendem, eher extensiv genutzten, Grünland vorfinden als in intensiven Ackerflächen. Entsprechende Verallgemeinerungen sollten allerdings anhand der ökologischen Ansprüche der nachgewiesenen Arten überprüft werden.

Zu den Gewinnern eines Gewässerrandstreifens zählen auch die semiaquatischen Insekten (Köcherfliegen, Eintagsfliegen, Steinfliegen): hier wurde eine deutliche, signifikante Erhöhung der Individuenzahl nachgewiesen. Allerdings handelte es sich bei den semiaquatischen Insekten insgesamt nur um sehr wenige Tiere (insgesamt nur 239 Individuen, also nur 0,06 % der Gesamtindividuen). Auch andere Studien fanden einen Zusammenhang zwischen der Gewässerrandvegetation und den semiaquatischen Arten, mit einer höheren Artenvielfalt an Gewässern mit einem (bewaldeten) Pufferstreifen (Forio et al. 2020, Rios & Bailey 2005). Während Forio et al. 2020 allerdings in Pufferstreifen eine geringere Abundanz feststellten, konnten wir auch einen positiven Effekt auf die semiaquatischen Individuenzahlen feststellen. Die in dieser Studie untersuchten Gewässerrandstreifen waren nicht bewaldet, enthielten meist nur vereinzelte Gehölze im Böschungsbereich. In der Literatur wurde insbesondere die positive Wirkung der Baumdeckung am Gewässer auf die semiaquatischen Insekten dargelegt (Rios & Bailey 2005, Death & Collier 2010). Gerade bei zukünftig zu erwartenden, steigenden Temperaturen im Rahmen des Klimawandels könnte der ausgleichende Effekt von Gehölzen sowohl für die Wassertemperatur als auch für die im Umfeld des Gewässers lebenden Insekten eine wichtigere Rolle spielen.

Die Familie der Schwebfliegen profitieren laut Literatur ebenfalls stark von Blühstreifen in der Agrarlandschaft (Sutherland et al. 2001, Wagner et al. 2014). Ähnliche Effekte konnten wir in unserer Studie nachweisen: Bei der Familie der Schwebfliegen (Daten aus der Arttermination) kam es durch das Vorhandensein eines Gewässerrandstreifens zu einer deutlichen Steigerung in der Artenvielfalt (im Mittel um 28 %) und in der Individuenanzahl (im Mittel um 112 %). Schwebfliegen zählen neben den Bienen zu den wichtigsten Bestäubern

von Wild- und Nutzpflanzen (Hoiß 2020). Jauker & Wolters haben 2008 nachgewiesen, dass Raps bei Bestäubung mit der Schwebfliegenart *Episyrphus balteatus* mehr Blüten und Samen ansetzt. Außerdem haben sie auch eine gewisse Bedeutung für die Schädlingsregulation im Agrarraum, denn Arten mit aphidophagen (blattlausfressenden) Larven, die den Großteil der Individuen ausmachen, können die Anzahl an Blattläusen in der Kultur reduzieren (White et al. 1995). Sutherland et al. haben 2001 beschrieben, dass sich die adulten Schwebfliegen, insbesondere die häufige Art *E. balteatus*, an Blüten am Feldrand aufhielten, seltener an Blüten innerhalb des Feldes. Dies legt nahe, dass die enge, sehr kleinräumige Verzahnung von Pufferstreifen und Kultur für die Schädlingsregulation von hoher Bedeutung ist.

6.2 Wirksamkeit von Gewässerrandstreifen auf epigäische Arthropoden

Bei den auf der Bodenoberfläche aktiven Arthropoden wurde kein eindeutig signifikanter Effekt des Gewässerrandstreifens festgestellt. Bei den Gesamtindividuen, Spinnentieren und Ameisen fanden sich etwas mehr Individuen im Gewässerrandstreifen als in der Variante ohne Streifen. Vergleichsweise war auch die Gamma-Diversität der Laufkäfer im Gewässerrandstreifen und der Spinnentiere im Ufer (Böschungsoberkante) mit Streifen höher als jeweils im Vergleich zur Variante ohne Streifen. Außerdem zeigten sich bei den Laufkäfern ausgeglichene Dominanzverhältnisse bei den Lebensraumtypen im Gewässerrandstreifen. Deutlicher waren die Effekte des Abstands zum Gewässer bei den Individuenzahlen der Laufkäfer und bei den Artenzahlen der Spinnentiere zu erkennen. Im Sommeraspekt (von Ende Mai bis Anfang September) wurde eine höhere Aktivitätsdichte der Laufkäfer in der Feldmitte als am Ufer nachgewiesen, während bei den Spinnentieren eine höhere Artenvielfalt am Ufer als in der Feldmitte gefunden wurde. Dadurch, dass der erste Probenahmezeitraum erst Ende Mai / Anfang Juni stattfand, kann eine jahreszeitlich unterschiedliche Nutzung der Gewässerrandstreifen von Insekten nicht aufgezeigt werden. Möglicherweise ziehen sich einige Insekten im Winter, z.B. bei einer unbedeckten rauen Ackerfurche, in die Gewässerrandstreifen zurück und kehren im darauffolgenden Frühjahr auf die angrenzende Ackerfläche zurück. Dass Felldraine und Randstreifen als Überwinterungshabitat beispielsweise von Laufkäfern genutzt werden, haben u.a. Dennis et al. (1994), Saska (2007) und Sotherton (1984) nachgewiesen. Burmeister et al. 2019 konnten bei der als Blattlausantagonist bekannten Laufkäferart *Anchomenus dorsalis* aufzeigen, dass diese Art in Agroforstsystemen mit schnellwachsenden Gehölzen den Pappelstreifen nahezu ausschließlich im Winter besiedelt, während sie ab dem Frühjahr auf dem benachbarten Acker aktiv ist.

Der Acker als Lebensraum scheint daher für epigäische, häufig räuberisch aktive Arthropoden durchaus attraktiv zu sein. Ein Gewässerrandstreifen beeinflusst dabei aber weder positiv noch negativ die erfasste Individuenanzahl in der Mitte. Da sich die Vegetationsdichte in Feld und Gewässerrandstreifen unterscheiden (der Gewässerrandstreifen ähnelt mehr einem Grünland als einem Acker), kann nicht ausgeschlossen werden, dass die Fängigkeit durch den unterschiedlichen Raumwiderstand in Äckern im Vergleich zu Gewässerrandstreifen beeinflusst wurde. Heydemann wies 1957 nach, dass hohe Raumwiderstände die Fortbewegung der auf der Erdoberfläche aktiven Tiere verändert. Das Mikrorelief und die Rauigkeit der Oberfläche wirkt sich dabei auf die Tiere in Abhängigkeit von arttypischen Charakteristika aus, wie z.B. die Schrittweite, sodass der Raumwiderstand immer artspezifisch zu betrachten ist (Kuschka & Tonn 1997). So lässt sich vielleicht erklären, dass in der Feldmitte bei geringerem Raumwiderstand, eine erhöhte Aktivitätsdichte der Laufkäfer

festgestellt wurde. Ferner spielen auch die Nahrungsverfügbarkeit und das Sättigungsniveau der Individuen eine Rolle für das Aktivitätslevel der Laufkäfer (Wallin & Ekblom 1994). Ameisen und die Sammelgruppe der Myria- / Isopoda zeigten im Gegensatz zu den Laufkäfern eine erhöhte Aktivitätsdichte am Ufer bzw. im Gewässerrandstreifen. Die Unterschiede im Mikroklima zwischen Feldmitte und Gewässerrandstreifen können die Aktivität der Tiere ebenfalls beeinflussen (Honěk 1988, Skuhrový et al. 1971). Myria- und Isopoda profitierten dabei von dem veränderten Mikroklima und der höheren Feuchtigkeit in der ganzjährig dichteren und höheren Ufer- / Böschungsvegetation. Für die Ameisen spielt zusätzlich das veränderte Störungsregime zwischen Feld und Böschung eine wichtige Rolle, denn im Ufer-/Böschungsbereich finden sie ein mehrjähriges Habitat mit ungestörten Bodenverhältnissen zur Anlage ihrer Nester vor.

Untersuchungen zur Wirkung von Randstreifen und Pufferflächen auf epigäische Arthropoden kommen zu unterschiedlichen Ergebnissen. Obwohl Aviron et al. 2006 und Luka et al. 2001 jeweils gleich hohe oder höhere Aktivitätsdichten von Laufkäfern in Feldern vorfanden im Vergleich zu eingesäten Randstreifen, konnten beide Studien auch eine höhere Artenzahl in den Randstreifen, vergleichbar zu den Ergebnissen dieser Studie mit einer höheren Gamma-Diversität (Gesamtartenzahl) der Laufkäfer in den Gewässerrandstreifen feststellen. Al Hussein & Lübke-Al Hussein (1995) haben in Feldrainen fast doppelt so hohe Artenzahlen wie in Feldern erfasst. Marshall et al. (2006) konnten keinen signifikanten Effekt von eingesäten Randstreifen auf die Individuenanzahl von Spinnen und Laufkäfern nachweisen. Ditner et al. (2013) fanden eine leicht erhöhte Individuenanzahl bei den epigäischen Arthropoden im Blühstreifen im Vergleich zu Feldern. Kräuterreiche Streifen zwischen Getreidefeldern konnten dagegen sowohl die Aktivitätsdichte als auch die Artenzahl von Laufkäfern in den Feldern erhöhen (Lys et al. 1994). Effekte, die sich dabei ferner auf die epigäischen Arthropoden auswirken, sind u.a. Ackerkulturen (Winterungen / Sommerungen), Bewirtschaftung der Ackerkulturen (Bodenbearbeitung, Pflanzenschutzmaßnahmen, etc.) und die Struktur der Landschaft. Diese Faktoren konnten aber in dieser Studie nicht ausreichend vervielfältigt abgebildet werden.

6.3 Bedeutung des Gewässerrandstreifens für seltene Arten

Von einem Gewässerrandstreifen profitierten in unserer Studie in erster Linie häufige und generalistische Arten, bei den epigäischen Arthropoden mit einem Verbreitungsschwerpunkt im Offenland und Waldrand (Arachnida) bzw. Grünland- und Mehrbiotopbewohner (Laufkäfer). Bei den Laufkäfern des Gewässerrandstreifens war der Anteil an Individuen von seltenen Arten bei ca. 5 %, bei den Schwebfliegen lag der Anteil der Rote-Liste-Arten im Gewässerrandstreifen bei 0,9 %. Zu ähnlichen Ergebnissen kommen Untersuchungen von Blüh- und Grünstreifen in ackerbaulich genutzten Regionen (Haaland & Gyllin 2010, Von Königslöw et al. 2022, Wagner et al. 2014). Seltene Arten sind oft anspruchsvoller in der Habitatwahl und können nur wenige Biotope bewohnen (Kowalska et al. 2022). Sutter et al. (2017) kommen in ihrer Studie zu dem Schluss, dass Schlüsselpflanzenarten, die sowohl von seltenen Bienenarten als auch von verbreiteten Bienenarten genutzt werden, eine zentrale Rolle in Agrarumweltmaßnahmen zukommen soll. Dabei bietet generell eine hohe Pflanzendiversität bereits eine gute Ausgangslage, um ein möglichst breites Spektrum an Wirtspflanzen für viele Insekten abzudecken. Die Pflanzendiversität auf den untersuchten Gewässerrandstreifen wurde nur mit einer Schnellerfassungsmethode erhoben, indem die Anzahl der unterschiedlichen Blütenfarben einmal pro Zeitraum aufgenommen wurde. Eine detaillierte Pflanzendiversitätserhebung könnte den Datensatz diesbezüglich noch verbessern, doch lässt sich auch so bereits ein Annäherungswert für die Kräuterdiversität ableiten.

Seltene Insektenarten ließen sich vermutlich mehr fördern, wenn in den Gewässerrandstreifen eine höhere Pflanzendiversität erreicht wird. Allerdings ist dabei auch der Landschaftskontext zu beachten, denn spezialisierte und / oder ausbreitungsschwache Arten können stark isolierte Habitate nicht besiedeln, weshalb auch kleinere Habitatfragmente in der Agrarlandschaft als Ausbreitungswege wichtig sind (Tschardt et al. 2002). Die Biotopvernetzung wurde in dieser Studie nicht analysiert, weshalb keine Rückschlüsse gezogen werden können, ob eine fehlende Besiedelung mit seltenen Arten an einem mangelnden Habitatverbund liegen könnte.

6.4 Vergleich der Regionen und Jahre

Die vier Untersuchungsregionen liegen alle in der Naturraumeinheit (Großregion dritter Ordnung) des Unterbayerischen Hügellands. Die Regionen und Jahre unterscheiden sich bezüglich ihres Artenreichtums und der Abundanz von Insekten. Auch andere Studien zeigen, dass die Region einen Einfluss auf die Zusammensetzung der Insektenfauna hat (Laina et al. 2022, Tschardt et al. 2012, Wagner et al. 2014).

Die gefangene Insektenbiomasse und die Artenzusammensetzung der flugaktiven Insekten der Regionen, die während desselben Jahres beprobt worden sind, ähneln sich sehr stark. Die Fängigkeit von Malaisefallen spiegelt immer auch das Aktivitätslevel von flugaktiven Insekten wider, das u.a. von folgenden physikalischen Faktoren beeinflusst wird: Temperatur, Niederschlag und Wind, wobei die höchsten Fänge scheinbar an heißen, trockenen und windstillen Tagen verzeichnet werden (Matthews & Matthews 1971). Höhere Fänge im Frühjahr können darauf zurückgeführt werden, dass Insekten in dieser Jahreszeit oft kurz über dem Boden fliegen wegen der sich dort schneller erwärmenden Luft (Townes 1962). Die Witterungseinflüsse auf die Fänge innerhalb eines Jahres waren weitestgehend gleich, da die Fallen in einer Region i.d.R. alle an einem Tag aufgestellt worden sind und die Unterschiede zwischen den beiden Regionen eines Jahres i.d.R. nur zwei bis fünf, ausnahmsweise einmal elf Tage betragen. Auch annuelle Zyklen beeinflussen das Auftreten von bestimmten Arten, so haben manche Insektenarten einen mehrjährigen Entwicklungszyklus oder können bei schlechten Bedingungen die Entwicklung verzögern bzw. bei guten Bedingungen zusätzliche Generationen pro Jahr hervorbringen. Obwohl in beiden Jahren zu ähnlichen Zeitpunkten beprobt worden ist, kann nicht vollständig gewährleistet werden, dass auch wirklich das gleiche phänologische Zeitfenster getroffen wurde.

Der hohe Anteil an Arten, die nur an einem Fallenstandort (33,3 %, bezogen auf das Artenminimum über die drei Wochen Fangzeitraum) nachgewiesen wurden, deutet darauf hin, dass mit einem höheren Fangaufwand (längere Standzeiten) noch mehr Arten pro Standort erfasst hätten werden können. Andererseits zeigt es auch die hohe zeitliche und räumliche Dynamik in den Insektenpopulationen und die Bedeutung von regionsspezifischen Standortfaktoren auf das Vorkommen von Arten. Es scheint bestimmte Regionscharakteristika zu geben, die wir hier nicht näher untersucht haben, welche eine spezifische Artenzusammensetzung zu begünstigen scheinen, die nicht ohne Weiteres an anderer Stelle ersetzt werden können. Das unterstreicht die Bedeutung auch in Ackerregionen mit guten Anbaubedingungen, Maßnahmen zum Schutz der Insekten umzusetzen.

Bei den Artengemeinschaften von Laufkäfern und Spinnentieren zeigten sich unterschiedliche Effekte der Regionen: Während bei den Laufkäfern vor allem die zwei Regionen, die 2019 beprobt worden sind, Ruhstorf a.d. Rott und Mengkofen, in ihrer Artenzusammensetzung voneinander abwichen, waren es bei den Spinnentieren eher wieder Unterschiede

zwischen den Untersuchungsjahren, die den großen Unterschied machten. Gründe dafür könnten sein, dass die erfassten Laufkäfer evtl. weniger stark von annualen Zyklen abhängig gewesen sind. Die Region Ruhstorf an der Rott scheint dabei eine besondere Rolle einzunehmen, mit der deutlich höchsten erfassten Laufkäfer-Individuenzahl pro Region und dem höchsten Anteil an seltenen Laufkäfer-Individuen. Auch die Artenanzahl für die flugfähigen Insekten war in Ruhstorf a.d. Rott am höchsten, mit den meisten nur in einer einzigen Region erfassten Arten. Dies könnte an der geographischen Lage mit der Nähe zum eher kontinental geprägten Osteuropa und dem Einfluss der großen Fließgewässer in der großräumigen Umgebung liegen. Aber auch traditionell bedingte Bewirtschaftungsunterschiede lassen sich nicht ausschließen, wurden in dieser Studie aber nicht weiter berücksichtigt. Bei den Schwebfliegen überschneiden sich die Artengemeinschaften der vier Regionen stark. Während die Schwebfliegen als flugfähige Tiere zu den mobilen und ausbreitungsstarken Insekten gehören, sind Laufkäfer und Spinnentiere mit ihrer epigäischen Lebensweise eher ortsgebundener. Bei den Schwebfliegen können sich daher regionspezifischere Effekte evtl. besser ausgleichen.

6.5 Methodenvergleich zur Erfassung der Insekten

Die Untersuchung der Insekten im Feld sollte über ein möglichst breites phänologisches Fenster erfolgen, denn unterschiedliche Arten sind zu unterschiedlichen Zeiten aktiv (z.B. fliegt die Wildbienenart *Andrena vaga* nur von März bis Mai) bzw. erreichen oft erst später im Jahr ihre größte Individuendichte (z.B. Hummeln). Dadurch, dass wir die erste Messung relativ spät (ab Ende Mai) durchgeführt haben, fehlt uns der Frühjahrsaspekt vollständig und auch Ausbreitungs-Effekte, falls die Gewässerrandstreifen z.B. als Winterrefugium genutzt wurden, waren mit unserem Untersuchungsdesign nicht nachweisbar. Die höchsten Insektenbiomassen und damit die Hauptaktivitätszeit der meisten flugaktiven Insekten beginnt jedoch erst Ende Mai und dauert bis Ende August (vgl. Hallmann et al. 2017). Diese Zeiträume haben wir mit den drei Messwiederholungen pro Fläche im Rahmen dieser Studie gut abgedeckt.

Die Erfassung der Insektenbiomasse über das Abtropfgewicht nach 10 Sekunden korreliert sehr stark mit dem Trockengewicht. Das Abtropfgewicht liefert daher zuverlässige Daten für die Insektenbiomasse. Eine Messung nach 3 Minuten und eine dreimalige Wiederholung der Messung verbessert den Wert nicht maßgeblich. Da die Bestimmung des Abtropfgewichts zeitaufwändig ist, kann bei einer Weiterverarbeitung der Proben durch Metabarcoding auch nur auf die Bestimmung des Trockengewichts zurückgegriffen werden. Falls die Proben klassisch anhand morphologischer Merkmale sortiert und auf Art bestimmt werden sollen, bleibt die Bestimmung des Abtropfgewichts nach 10 Sekunden die effektivste Variante, die Insektenbiomasse zu erfassen.

Mittlere Insektenbiomasse und die Artenanzahl über den insgesamt 3-wöchigen Fangzeitraum (Metabarcoding, Artenminimum) für die 80 Fallenstandorte korrelieren signifikant positiv mit einem Spearman Rangkorrelationskoeffizienten von 0,70. Die Korrelation zwischen der mittleren Insektenbiomasse und mittleren Individuenzahl für die 80 Fallenstandorte ist noch etwas stärker, mit einem Spearman Rangkorrelationskoeffizienten von 0,79. Doch auch in diesem Fall bleibt die Empfehlung bei den Beurteilungen von Lebensräumen oder Standorten mehrere Indikatoren und Methoden heranzuziehen. So kann eine hohe Insektenbiomasse möglicherweise einen wichtigen Beitrag zur Ernährung von insektenfressenden Vögeln und Säugern leisten, muss aber nicht zwangsläufig mit einer hohen Artenvielfalt der Insekten im Zusammenhang stehen.

Die klassische Artdetermination nach morphologischen Merkmalen von erfahrenen Artenkennern ist eine sehr solide Methode, um Informationen zu Anzahl, Geschlecht und Art zu bekommen. Um Aussagen über die untersuchte Fauna zu treffen, sind diese Daten sicherlich am wertvollsten einzustufen. Die Sortierung der Proben in Gruppen, das Zählen der Tiere und die klassische Artdetermination von Experten ist jedoch unheimlich zeit- und personalintensiv und zusätzlich ist es aktuell je nach Artengruppe nicht immer leicht jemanden zu finden, der diese Bestimmung überhaupt durchführen kann. Allerdings stellt dies aktuell die einzige Möglichkeit dar, um veritable Daten zur Häufigkeit der Tiere zu erhalten. Dabei ist die Häufigkeit des Vorkommens ein wichtiger Zeiger für die funktionalen Leistungen von Insekten wie z.B. natürliche Schädlingsregulation oder Bestäubung. Des Weiteren können somit Bestandstrends von Arten früher wahrgenommen werden als bei reinen Präsenz- / Absenzdaten (Fartmann et al. 2021). Insofern wäre eine Kombination von Metabarcoding-Analysen und Zählraten zur Häufigkeit für agrarökologische Aussagen anzustreben. Möglichkeiten zur Bestimmung bzw. Annäherung der Abundanzen via Metabarcoding sind aktuell in der Entwicklung, haben allerdings aktuell noch geringe Genauigkeit und bedürfen weiterer Forschung (Lamb et al. 2018, Liu et al. 2020).

Beim Metabarcoding handelt es sich um eine Methode, um schnell Daten zur Artenvielfalt zu erlangen. Allerdings gibt es viele verschiedene Varianten, die Daten aufzuarbeiten und Biodiversitätsindikatoren daraus abzuleiten. Bisher gibt es kein einheitliches Konzept in der Literatur, Standards zum Beispiel zur minimalen Sequenziertiefe fehlen weitgehend. Die vier in dieser Studie betrachteten Indikatoren korrelieren alle stark, jedoch überschätzen zum Beispiel die OTUs die reale Artenzahl bei den Arthropoden deutlich. Beim Vergleich der Artenvielfalt zwischen mehreren Studien muss daher immer darauf geachtet werden, dass die Niveaus stark schwanken können. Abhängig von der untersuchten Organismengruppe können weitere Probleme auftauchen: Insbesondere bei der Orthoptera-Unterordnung der Kurzfühlerschrecken (Caelifera) kann es durch das Metabarcoding auf Basis der OTUs oder BINs zu Verzerrungen kommen, da sich einige Arten wegen geringer interspezifischer Variation der untersuchten DNA-Sequenzen nicht trennen lassen, oder aber in viele OTUs aufspalten, wegen hoher intraspezifischer Variation der DNA, z.B. durch nicht-codierende mitochondriale Genabschnitte, die durch Translokation in die Kern-DNA eingebaut wurden, den sog. NUMTs (=nuclear mitochondrial pseudogenes), die bei den Orthoptera aufgrund des großen Genoms besonders häufig sind (Hawlitschek et al. 2016). Gründe dafür, dass unterschiedliche Arten sich über das Metabarcoding genetisch nicht trennen lassen, können u.a. Hybridisierungen zwischen nahe verwandten Arten sein (kommt z.B. häufig bei Acridoidea-Arten vor), unvollständige Sortierung der Abstammungslinien – wenn einzelne Genabschnitte einer jeweils anderen Art ähnlicher sind, da die Linientrennung vor der Artbildung stattgefunden hat – oder durch das Vorkommen intrazellulärer Endosymbionten, wie z.B. *Wollbachia* (Raupach et al. 2010). Trotzdem kann durch Metabarcoding, beispielsweise durch die Möglichkeit der Artzuordnung bei juvenilen Stadien, eine Verbesserung des Kenntnisstandes erreicht werden.

Für die Familie der Schwebfliegen und für die Gruppe der semiaquatischen Insekten aus den Malaisefallen wurde jeweils eine Leerung pro Zeitraum klassisch durch externe Artenkennern nach morphologischen Merkmalen auf Art bestimmt und mit den Daten aus der Metabarcoding-Analyse der jeweils anderen Leerung (eine Woche davor oder danach) verglichen. Bei beiden Artengruppen wurde der Effekt des Gewässerrandstreifens im Metabarcoding auf die Artenvielfalt unterschätzt: es kam zu keiner signifikanten Steigerung der Artenvielfalt, falls ein Gewässerrandstreifen vorhanden war. Bei der klassischen Methode wurde für die Schwebfliegen und für die semiaquatischen Insekten sowohl für die Artenvielfalt als auch für die Individuenanzahl ein signifikant höheres Ergebnis im

Gewässerrandstreifen nachgewiesen als ohne Gewässerrandstreifen. Durch die klassische Artbestimmung konnten in beiden Fällen auch jeweils mehr Arten identifiziert werden. Bei den Schwebfliegen wurden nur ca. 22 % und bei den semiaquatischen Arten ca. 51 % der auf Art bestimmten Tiere durch beide Methoden identisch bestimmt. Gründe für die Abweichungen in unserer Studie können auch sein, dass es sich um abweichende Arten aufgrund der nicht identischen Proben handelt. Allerdings sollte das Artenspektrum im Großen und Ganzen doch sehr ähnlich sein, da die Proben jeweils nur um eine Woche zeitversetzt erhoben worden sind und die Witterungsbedingungen in den beiden Fangzeiträumen überwiegend sehr ähnlich waren. Einzelfänge sind jedoch gerade bei selteneren Arten zu erwarten. Um diese Fehlerquelle ausschließen zu können, müsste man zukünftig die identische Probe nach Bestimmung durch Artkenner anhand morphologischer Merkmale noch im Metabarcoding sequenzieren lassen.

Im Metabarcoding konnten aber viele der nicht bis zur Art zuordenbaren Tiere auf Gattungsebene bestimmt werden, sodass die Artenzahlen, die durch die zwei unterschiedlichen Methoden erfasst worden sind, mit einem Spearman Rangkorrelationskoeffizienten von 0,52 (Schwebfliegen) bzw. 0,57 (semiaquat. Insekten) stark korrelierten. In beiden Fällen wurden durch das Metabarcoding auch Arten detektiert, die bei der morphologischen Bestimmung nicht nachgewiesen worden sind. Förster et al. 2023 zeigten mit ihrer Studie, bei der zwei Firmen identische Proben erhalten haben, dass diese nicht nur untereinander große Unterschiede in der Erkennungsrate einzelner Gruppen hatten, sondern auch nur 35 % bzw. 56 % der beigefügten Arten erkannt wurden. Auch fanden sich einige Arten in den Ergebnissen, die nicht als Individuen der Probe beigefügt worden sind und laut der Autoren falsch positive Ergebnisse darstellen. Die Autoren merken weiterhin an, dass zur Interpretation der Ergebnisse des Metabarcoding taxonomische Fachkenntnisse nötig sind, da die Ergebnistabellen der Firmen teils Falschnennungen enthielten. Auch andere Studien merken an, dass die Artbestimmung im Metabarcoding ihre Grenzen hat: Obwohl z.B. BINs eine hohe Übereinstimmung mit einer biologischen Art haben (Hausmann et al. 2013, Morinière et al. 2019), lassen sich nicht alle Arten eindeutig auf dem sequenzierten CO1-Gen unterscheiden, u.a. manche Schwebfliegenarten (Mengual et al. 2006, Vujić et al. 2020). Weitere Schwierigkeiten ergaben sich für die Arten der Gattung Calliphoridae (Nelson et al. 2012, Whitworth et al. 2007). Durch Analyse weiterer Gensequenzen (z.B. 28S Gen) ließen sich manche dieser Arten besser unterscheiden, allerdings ist dies eine Frage der Umsetzbarkeit und der Kosten.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass sich beide Methoden aktuell sehr gut ergänzen können, um ein möglichst umfassendes Bild der Artengemeinschaft an einer Untersuchungsfläche zu liefern. Sobald Aussagen über seltene Arten gemacht werden sollen, wo eine sichere Bestimmung auf Artniveau nötig ist, sollte aktuell noch die klassische Artbestimmung nach morphologischen Merkmalen zugrunde gelegt werden. Förster et al. 2023 halten diese klassische, morphologische Bestimmung aktuell für Monitoringprogramme als alternativlos. Die schnelle und einfache Erfassungsmethode des DNA-Metabarcodings und die recht hohe Übereinstimmung mit den biologischen Arten machen das DNA-Metabarcoding bei Insekten jedoch zukünftig zu einer vielversprechenden Methode, die momentan bereits einen guten Annäherungswert für die Artenvielfalt zahlreicher Ordnungen liefern kann.

6.6 Optimierung von Gewässerrandstreifen

Die ökologische Bedeutung von Gewässerrandstreifen beruht auf verschiedenen Funktionen: stofflicher Rückhalt (Nährstoffe, Feinsediment, Pflanzenschutzmittel), Beschattung (Temperaturregulierung, Regulierung der Primärproduktion, natürliche Uferstabilität), gegebenenfalls Eintrag von Totholz ins Gewässer (Nahrungsquelle, Lebensraum und Strukturbildner), Lebensraumfunktionen (Lebensraum für terrestrische Stadien, Ausbreitungskorridor) (Kail et al. 2022). Die Wirkung von Gewässerrandstreifen hängt dabei jedoch, wie die Wirkung von anderen Agrarumweltmaßnahmen, auch maßgeblich mit der Komplexität der Landschaft zusammen (Concepción et al. 2008, Marja et al. 2022). Da die vorliegende Studie sich in intensiv agrarisch genutzten Ackerregionen bewegte, ist die Wirkung evtl. besonders hoch, da die umgebende Landschaftsmatrix wenig divers ist und die Funktionen zur Retentionswirkung besonders wichtig sind. Über die Wirkung von Gewässerrandstreifen in einer reich strukturierten Landschaft, oder in einer Landschaft mit hohem Grünlandanteil lassen sich aus dieser Studie keine direkten Rückschlüsse ziehen.

Bei den in dieser Studie häufigsten blühenden Kräutern im Gewässerrandstreifen handelte es sich um Leguminosenarten (Rot-, Weißklee, Luzerne), welche dazu beitragen können, insbesondere langzungige Hummelgruppen zu fördern (Goulson et al. 2005). Auch ruderalisierte Gewässerrandstreifen, d.h. reich an Brennnesseln und Schilfpflanzen, zählen zu den kräuterreichen Streifen mit einem positiven Effekt auf die Individuenzahl und die Artenvielfalt. Die Bedeutung von Brennnesseln (*Urtica dioica*) auf die Insektenfauna wurde bereits 1989 von Davis belegt. Die Wirkung einer höheren Pflanzenvielfalt für die Insektenwelt und der Erfolg bestimmter Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Pflanzendiversität ist aus Grünlandstudien belegt und kann vermutlich auch als vergleichbar für Gewässerrandstreifen angesehen werden (Giulio et al. 2001, Pywell et al. 2007). Allerdings sollte gerade bei den Gewässerrandstreifen auf das natürliche Entwicklungspotential geachtet werden, z.B. werden magere Standorte mittelfristig nur sehr schwer zu etablieren sein und lokale standörtliche Besonderheiten wie eine hohe Bodenfeuchte oder aus dem Uferstreifen stammende Vegetation können die landschaftliche Vielfalt standortangepasst erhöhen.

Obwohl nicht für alle Vegetations- und Bewirtschaftungsfaktoren ein ausreichender Gradient bzw. die nötige Zahl der Wiederholungen erreicht wurde (z.B. fehlen Streifen mit einem Alter von 10 bis 29 Jahren), lassen sich basierend aus den Ergebnissen wichtige Anhaltspunkte für die Empfehlung eines insektenreicheren Gewässerrandstreifen ableiten, um die multifunktionale Bedeutung der Gewässerrandstreifen von Erosionsschutz und Biodiversität stärker zu unterstreichen: Ein kräuterreicher Gewässerrandstreifen mit einem hohen Blütenanteil zeichnete sich im Rahmen dieser Studie als die beste Variante für die flugaktiven Insekten ab. Für die epigäische Arthropodenfauna zeigten sich bei den Individuenzahlen positive Effekte bei einer höheren Kräuterdeckung, Blütenfarbenanzahl und Schnitthäufigkeit (bei maximal drei Schnitten im Jahr).

7 Fazit, Ausblick und Empfehlungen

Durch die Änderung des Bayerischen Naturschutzgesetzes 2019 im Rahmen des Volksbegehrens „Artenvielfalt und Naturschönheit in Bayern – Rettet die Bienen!“ und dem Veröhnungsgesetz wurden Gewässerrandstreifen mit fünf Metern Breite bzw. bei Grundstücken des Freistaats Bayern mit zehn Metern Breite verbindlich vorgeschrieben. Dies gilt entlang naturnaher Bereiche fließender oder stehender Gewässer, aber nicht an künstlichen Gräben zur Be- und Entwässerung. Doch auch an kleineren Bächen, Entwässerungs- und Straßengräben kann diese Maßnahme laut unserer Studie sinnvoll sein und eine Förderung über das KULAP ist daher erstrebenswert.

Gewässerrandstreifen in ackerbaulich geprägten Regionen werden insbesondere von flugfähigen Insekten gerne genutzt. Man findet im Gewässerrandstreifen im Vergleich zu Flächen, die bis zum Ufer ackerbaulich genutzt werden, im Mittel 40 % mehr Insektenbiomasse, 16 % mehr Artenvielfalt und 38 % mehr Individuen an flugfähigen Insekten. Schmetterlinge, Schwebfliegen und semiaquatische Arten scheinen dabei besonders stark zu profitieren. Bei den epigäischen Arthropoden war dieser Effekt nicht ganz so deutlich, es ließen sich aber leicht positive Entwicklungen ableiten. Auch wenn es sich bei den geförderten Tieren überwiegend um Individuen anpassungsfähiger und weitverbreiteter Arten handelt, mindert das nicht die ökologische Bedeutung von Erosions- bzw. Gewässerschutzstreifen. Viele Ökosystemdienstleistungen, wie z.B. Bestäubung, Schädlingsregulation, Nahrungsgrundlage für trophisch höhere Ebenen etc., setzen auch eine gewisse Individuenstärke voraus, um in ihrer Funktion relevant zu sein. Um dem Verlust von Arten entgegenzuwirken, sind individuenreiche Populationen ebenfalls von zentraler Bedeutung. Artenreichtum erhöht wiederum die Resilienz von Ökosystemen insbesondere durch eine funktionelle Redundanz, d.h. dass verschiedene Arten ähnliche Ökosystemdienstleistungen erbringen. Beim Ausfallen einzelner Arten kann somit die Ökosystemfunktion immer noch erbracht werden.

Für die Bestimmung der Artenvielfalt einer Fläche ist das Metabarcoding als kostengünstige und effektive Methode gut geeignet, vor allem bei relativen Vergleichen zwischen verschiedenen Standorten, wobei die Analyse mit identischen Metabarcoding-Verfahren durchgeführt wird. Über das Metabarcoding erhält man eine gute Einschätzung des Artenreichtums an einem Standort, doch sobald Aussagen über einzelne Arten getroffen werden, sollte das Metabarcoding optimalerweise mit der klassischen Artdetermination kombiniert werden. Nur über die klassische Bestimmung der Art über morphologische Merkmale erhält man nach dem aktuellen Stand der Technik zuverlässige Aussagen über die Individuenanzahlen und nachprüfbare Artzuweisungen. Für einen direkten Vergleich des Metabarcodings mit der klassischen Artdetermination ist es sinnvoll direkt die von Experten bestimmten Proben nachfolgend über das Metabarcoding analysieren zu lassen. Da es sich dann um die identische Probe handelt, können einerseits fehlerhafte Artzuweisungen aufgedeckt werden und andererseits kann überprüft werden, inwiefern die Anzahl der reads im Metabarcoding, also wie oft eine Gensequenz gefunden worden ist, mit der tatsächlich gezählten Individuenanzahl korreliert. Die Insektenbiomasse stellt einen guten Indikator für die Insektenausstattung einer Fläche dar, der mit Individuenanzahl und Artenanzahl korreliert, ersetzt aber die genaue Erfassung der Arten und Individuen pro Art nicht.

Um Aussagen darüber zu treffen, ob durch Gewässerrandstreifen tatsächlich der Vermehrungserfolg der Insekten erhöht wird, müssten über einen längeren Zeitraum Daten erhoben werden. Auch wäre eine Untersuchung in Gewässerrandstreifen mit Emergenzfallen oder Photoelektoren denkbar, um herauszufinden, ob der Streifen als mehrjähriges Habitat auch

von bodennistenden Insekten zur Reproduktion genutzt wird. Bei den epigäischen Arthropoden ist hierzu in jedem Fall empfehlenswert an einem früheren Zeitpunkt im Jahr Daten zu erheben, um Ausstrahlungseffekte vom Streifen als Überwinterungshabitat in den angrenzenden Acker aufzeigen zu können.

Gewässerrandstreifen erhöhen die Strukturvielfalt und damit die Komplexität einer agrarisch geprägten Landschaft und tragen somit zur Förderung der lokalen Insektenvielfalt bei. Durch die linear vernetzte Struktur der Gewässerläufe haben Gewässerrandstreifen ein großes Potential als wichtige Biotopverbundachsen insbesondere für Insekten in Agrarräumen zu dienen. Gerade in landwirtschaftlich stark genutzten Gebieten ist es wichtig, solche biodiversitätsfördernden Maßnahmen umzusetzen. Dabei sind Gewässerrandstreifen dem Grünland zwar ähnlich, bilden aber auch wichtige Grenzlinien, an denen sich z.B. Saumararten ansiedeln können. Werden die Gewässerrandstreifen so angelegt und bewirtschaftet, dass sie eine hohe Kräuter- und Blütendeckung aufweisen sowie langfristig artenreich bleiben, kann ihre positive Wirkung auf die Insektenfauna noch verstärkt werden. Bei einer Nutzung sollte auf insektenschonende Methoden geachtet werden: Mit einer sog. Streifenmähd, bei der immer wechselnde Teilbereiche von 5 % bis 20 % stehen gelassen werden (auch über den Winter), haben Insekten immer Rückzugsflächen und Winterquartiere. Besondere Bedeutung haben dabei auch lange Halme, die zum Teil für bestimmte Lebensstadien von Insekten wichtig sind. Bei der Wahl der Mähtechnik sind Balkenmähwerke und eine geringen Mähgeschwindigkeit vorzuziehen sowie eine Mahdhöhe von mind. 10 cm anzustreben. Damit die Vegetation langfristig blüten- und kräuterreich bleibt, sollte bevorzugt die Mahd mit Abtransport des Mähguts statt dem Mulchen durchgeführt werden, um Nährstoffe abzuführen und einer Verfilzung entgegenzuwirken.

Die Ergebnisse dieser Studie unterstreichen die multifunktionale Bedeutung von Erosionsschutz- und Gewässerrandstreifen. Synergien zwischen Gewässer- bzw. Erosionsschutz und dem Schutz der Biodiversität können insbesondere durch blüten- und kräuterreiche Gewässerrandstreifen genutzt werden, die dann als Lebensraum und Verbundachsen für Insekten dienen können.

8 Literaturverzeichnis

Al Hussein, I. A. & Lübke-Al Hussein, M. (1995). Zur Webspinnenfauna (Arachnida, Araneae) in Getreidefeldern und angrenzenden Feldrainen im Mitteldeutschen Raum. *Hercynia N. F.* Halle 29 227-240. <http://dx.doi.org/10.25673/93175>

Aviron, S., Herzog, F., Klaus, I., Luka, H., Schupbach, L. P. B., & Jeanneret, P. (2006). Effects of Swiss agri-environmental measures on arthropod biodiversity in arable landscapes. *Aspects of Applied Biology*, 81, 101.

Batáry, P., Báldi, A., Kleijn, D. & Tschardtke, T. (2010). Landscape-moderated biodiversity effects of agri-environmental management: a meta-analysis. *Biological sciences / The Royal Society*. 278. 1894-902. 10.1098/rspb.2010.1923. <https://doi.org/10.1098/rspb.2010.1923>

Bayerisches Landesamt für Umwelt [Hrsg] (2020). Rote Liste und Gesamtartenliste Bayern – Laufkäfer und Sandlaufkäfer – Coleoptera: Carabidae. Bearbeitung: Lorenz, W. M. T. & Fritze, M.-A. Augsburg. 38 S.

Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (StMELF) (2018). Bayerischer Agrarbericht 2018, Kurzinformation.

Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (StMELF) (2020). Kulturlandschaftsprogramm (KULAP). Bayerns Landwirtschaft mit anderen Augen sehen. Nr. 08202017, Stand Mai 2020.

Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (StMELF) und Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz (StMUV) (2018). Merkblatt Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen (AUM) 2019 bis 2023. Stand: Dezember 2018.

Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz (StMUV) (2020). Gewässerrandstreifen in Bayern. Information zur Umsetzung des Volksbegehrens „Rettet die Bienen“. Stand: Juni 2020.

Benton, T. G., Vickery, J. A., & Wilson, J. D. (2003). Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in ecology & evolution*, 18(4), 182-188. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(03\)00011-9](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00011-9)

Berg, Å., Cronvall, E., Eriksson, Å., Glimskär, A., Hiron, M., Knape, J., Pärt, T., Wissman, J., Zmihorski, M. & Öckinger, E. (2019). Assessing agri-environmental schemes for semi-natural grasslands during a 5-year period: can we see positive effects for vascular plants and pollinators? *Biodivers Conserv* 28, 3989–4005. <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01861-1>

Bianchi, F. J. J. A., Booij, C. J. H. & Tschardtke, T. (2006). Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 273(1595), 1715-1727. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3530>

Blick, T. & Muster, C. (2003). Rote Liste gefährdeter Pseudoskorpione (Arachnida: Pseudoscorpiones) Bayern. Bayerisches Landesamt für Umwelt/166/2003. <http://archive.nationalredlist.org/files/2016/09/pseudoscorpiones-BAY.pdf>

Blick, T. & Scheidler, M. (2003). Rote Liste gefährdeter Spinnen (Arachnida: Araneae) Bayerns. Bayerisches Landesamt für Umwelt/166/2003. <https://arages.de/fileadmin/Pdf/Blick2003.pdf>

Briers, R., Cariss, H. & Gee, J. H. R. (2002). Dispersal of adult stoneflies (Plecoptera) from upland streams draining catchments with different land use. *Archive for Hydrobiology*, 155. <https://doi.org/10.1127/archiv-hydrobiol/155/2002/627>

Bundesamt für Naturschutz (2019). Einheitlicher Methodenleitfaden "Insektenmonitoring". https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/monitoring/Dokumente/Methodenleitfaden_Insektenmonitoring_2019.pdf, Stand: Mai 2021.

Burmeister, J., Blick, T., Griegel, A., Wolfrum, S., Walter, R. (2019): Bodenfauna eines Agroforstsystems, in: Wiesinger, K., Huber, T., Borchert, H., Winterling, A., Blumenthal, B., Brandhuber, R., Burmeister, J., Höge, H., Jacob, I., Kistler, M., Kreuter, T., Marx, M., Mehlhaff, B., Walter, R., Wiesmeier, M., Wolfrum, S., Baur, A., Braun, J., Burger, F., Eckl, T., Heuberger, H., Lenz, N., Ott, L., Salzeder, G., Schmidt, M., Tangerding, S., Blick, T., Griegel, A.: Agroforstsysteme zur Energieholzerzeugung im ökologischen Landbau, Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft 7/2019, 104-139. https://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/publikationen/daten/schriftenreihe/agroforstsysteme-energieholzerzeugung-oekolandbau_lfl-schriftenreihe.pdf

Burmeister, J. & Panassiti, B. (2022). Sample species richness accounting for different determination depth. <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.21324372.v3>

Cardoso, P., Barton, P. S., Birkhofer, K., Chichorro, F., Deacon, C., Fartmann, T., Fukushima, C. S., Gaigher, R., Habel, J. C., Hallmann, C. A., Hill, M. J., Hochkirch, A., Kwak, M. L., Mammola, S., Noriega, J. A., Orfinger, A. B., Pedraza, F., Pryke, J. S., Roque, F. O., Settele, J., Simaika, J. P., Stork, N. E., Suhling, F., Vorster, C. & Samways, M. J. (2020). Scientists' warning to humanity on insect extinctions. *Biological Conservation*, Volume 242, 108426, <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108426>.

Carvell, C., Mitschunas, N., McDonald, R., Hulmes, S., Hulmes, L., O'Connor, R. S., Garratt, M. P. D., Potts, S. G., Fountain, M. T., Sadykova, D., Edwards, M., Nowakowski, M., Pywell, R. F. & Redhead, J. W. (2022). Establishment and management of wildflower areas for insect pollinators in commercial orchards. *Basic and Applied Ecology*, 58, 2–14.

Cohen, J. (1988). *Statistical power analysis for the behavioral sciences* (2nd ed). Hillsdale, N.J: L. Erlbaum Associates.

Cole, L.J., Brocklehurst, S., Robertson, D., Harrison, W., & McCracken, D.I. (2015). Riparian buffer strips: their role in the conservation of insect pollinators in intensive grassland systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 211, 207 - 220. Advance online publication. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.06.012>

Concepción, E. D., Díaz, M. & Baquero, R. (2008). Effects of landscape complexity on the ecological effectiveness of agri-environment schemes. *Landscape Ecology*, 23. 135-148. [10.1007/s10980-007-9150-2](https://doi.org/10.1007/s10980-007-9150-2).

Connell, J. H. (1978). Diversity of tropical rainforests and coral reefs. *Science*, 199, 1304–1310.

Davis, B. N. K. (1989). The European distribution of insecton stinging nettles, *Urtica dioica* L.: A field survey. *Boll. Zool.* 56: 321-326.

Death, R.G. & Collier, K.J. (2010). Measuring stream macroinvertebrate responses to gradients of vegetation cover: when is enough enough?. *Freshwater Biology*, 55: 1447-1464. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02233.x>

Dennis, P., Thomas, M. B., & Sotherton, N. W. (1994). Structural features of field boundaries which influence the overwintering densities of beneficial arthropod predators. *Journal of applied ecology*, 361-370. <https://doi.org/10.2307/2404550>

Díaz, S., Settele, J., Brondízio, E. S., Ngo, H. T., Agard, J., Arneth, A., Balvanera, P., Brauman K. A., Butchart, S. H. M., Chan, K. M. A., Garibaldi, L. A., Ichii, K., Liu, J., Subramanian, S. M., Midgley, G. F., Miloslavich, P., Molnár, Z., Obura, D., Pfaff, A., Polasky, S., Purvis, A., Razaque, J., Reyers, B., Chowdhury, R. R., Shin, Y.-J., Visseren-Hamakers, I., Willis, K. J. & Zayas, C. N. (2019). Pervasive human-driven decline of life on Earth points to the need for transformative change. *Science*, 366(6471), eaax3100. DOI: [10.1126/science.aax3100](https://doi.org/10.1126/science.aax3100)

Di Giulio, M., Edwards, P. J., & Meister, E. (2001). Enhancing Insect Diversity in Agricultural Grasslands: The Roles of Management and Landscape Structure. *Journal of Applied Ecology*, 38(2), 310–319. <http://www.jstor.org/stable/2655800>

Dirzo, R., Young, H., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N. & Collen, Ben. (2014). De-faunation in the Anthropocene. *Science (New York, N.Y.)*. 345. 401-6. [10.1126/science.1251817](https://doi.org/10.1126/science.1251817).

Ditner, N., Balmer, O., Beck, J., Blick, T., Nagel, P. & Luka, H. (2013). Effects of experimentally planting non-crop flowers into cabbage fields on the abundance and diversity of predators. *Biodiversity and Conservation*. 22. 1049-1061. [10.1007/s10531-013-0469-5](https://doi.org/10.1007/s10531-013-0469-5).

Dorioz, J. M., Wang, D., Poulenard, J. & Trevisan, D. (2006). The effect of grass buffer strips on phosphorus dynamics - A critical review and synthesis as a basis for application in agricultural landscapes in France. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 117(1), 4-21. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.03.029>

Dorow, W.H.O., Blick, T., Pauls, S.U., Schneider, A. (2019) Waldbindung ausgewählter Tiergruppen Deutschlands. *BfN-Skripten* 544:1–388. <https://doi.org/10.19217/skr544>

Fartmann, T. (2017). Überleben in fragmentierten Landschaften. *Nat Landsch*, 49(9), 277-282. http://fartmann.net/downloads/articles/Fartmann_Ueberleben_in_fragmentierten_Landschaften_NuL09-17-277-282.pdf

Fartmann, T., Jedicke, E., Streitberger, M. & Stuhldreher, G. (2021). Insektensterben in Mitteleuropa: Ursachen und Gegenmaßnahmen. Ulmer Verlag. ISBN 978-3-8186-0944-3.

Förster, T., Creutzburg, F., Anton, E., Weigel, A. & Hartmann, M. (2023). Metabarcoding versus morphologische Identifizierung: der Herausforderung gewachsen? *Entomologische Zeitschrift Schwanfeld*. 133 (2) 2023.

Forio, M.A.E., De Troyer, N., Lock, K., Witing, F., Baert, L., Saeyer, N.D., Rîșnoveanu, G., Popescu, C., Burdon, F.J., Kupilas, B., Friberg, N., Boets, P., Volk, M., McKie, B.G. & Goethals, P. (2020). Small Patches of Riparian Woody Vegetation Enhance Biodiversity of Invertebrates. *Water*. 12(11):3070. <https://doi.org/10.3390/w12113070>

Geppert, C., Hass, A., Földesi, R., Donkó, B., Akter, A., Tschardtke, T. & Batáry, P. (2020). Agri-environment schemes enhance pollinator richness and abundance but bumblebee reproduction depends on field size. *J. Appl. Ecol.* 57: 1818– 1828. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13682>.

Gesellschaft für angewandte Carabidologie (GAC) (Hrsg.) (2009): Lebensraumpräferenzen der Laufkäfer Deutschlands – Wissensbasierter Katalog. – *Angewandte Carabidologie*.

Goulson, D. (2019). The insect apocalypse, and why it matters. *Current Biology* 29 (19), R967-R971.

Goulson, D., Hanley, M. E., Darvill, B., Ellis, J. S. & Knight, M. E. (2005). Causes of rarity in bumblebees. *Biological Conservation*, 122, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.06.017>

Greenslade, P. J. M. (1964). Pitfall Trapping as a Method for Studying Populations of Carabidae (Coleoptera). *Journal of Animal Ecology*, 33(2), 301–310. <https://doi.org/10.2307/2632>

Grime, J. P. (1973). Competitive exclusion in herbaceous vegetation. *Nature*, 242, 244–247.

Haaland, C. & Gyllin, M. (2010). Butterflies and bumblebees in greenways and sown wildflower strips in southern Sweden. *Journal of Insect Conservation* 14, 125–132. <https://doi.org/10.1007/s10841-009-9232-3>

Haaland, C., Naisbit, R. E. & Bersier, L. F. (2011). Sown wildflower strips for insect conservation: a review. *Insect Conservation and Diversity*, 4: 60-80. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2010.00098.x>

Habel, J. C., Segerer, A., Ulrich, W., Torchyk, O., Weisser, W. W. & Schmitt, T. (2016). Butterfly community shifts over two centuries. *Conservation Biology*, 30(4), 754-762. <https://doi.org/10.1111/cobi.12656>

Haenke, S., Scheid, B., Schaefer, M., Tschardtke, T. and Thies, C. (2009), Increasing syrphid fly diversity and density in sown flower strips within simple vs. complex landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 46: 1106-1114. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01685.x>

Haidekker, A., & Hering, D. (2008). Relationship between benthic insects (Ephemeroptera, Plecoptera, Coleoptera, Trichoptera) and temperature in small and medium-sized streams in Germany: a multivariate study. *Aquatic Ecology*, 42, 463-481.

Hallmann, C. A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörren, T., Goulson, D. & De Kroon, H. (2017). More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. In: *PLoS One* 12 (10), e0185809. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809>

Happe, A. K., Riesch, F., Rösch, V., Gallé, R., Tschardt, T. & Batáry, P. (2018). Small-scale agricultural landscapes and organic management support wild bee communities of cereal field boundaries. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 254. pp. 92-98. ISSN 0167-8809. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.11.019>

Haslberger, A. & Segerer, A. H. (2016). Systematische, revidierte und kommentierte Checkliste der Schmetterlinge Bayerns (Insecta: Lepidoptera). *Mitteilungen der Münchner Entomologischen Gesellschaft*, Band 106.

Hausmann A., Godfray H. C., Huemer, P., Mutanen, M., Rougerie, R., van Nieukerken, E. J., Rat-nasingham, S. & Hebert, P. D. N. (2013). Genetic patterns in European geometrid moths revealed by the Barcode Index Number (BIN) system. *Plos one*:e84518. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0084518>

Hawltitschek, O., Moriniere, J., Lehmann, G., Lehmann, A., Kropf, M., Dunz, A., Glaw, F., Detcharoen, M., Schmidt, S., Hausmann, A., Szucsich, N. U., Caetano-Wyler, S. A., & Haszprunar, G. (2016). DNA barcoding of crickets, katydids, and grasshoppers (Orthoptera) from Central Europe with focus on Austria, Germany, and Switzerland. *Molecular Ecology Resources*. <https://doi.org/10.1111/1755-0998.12638>

Hering, D., Olberg, S., Beckert, J.M. & Kail, J. (2021). Studie zu Insekten in Gewässerrandstreifen, NABU e.V., Berlin. Online: <https://www.nabu.de/imperia/md/content/nabude/landwirtschaft/220220-nabu-studie-gewaesserrandstreifen-uni-duisburg-essen.pdf> (27.02.2023)

Herzog, F., Steiner, B., Bailey, D., Baudry, J., Billeter, R., Bukáček, R., De Blust, G., De Cock R., Dirksen, J., Dormann, C. F., De Filippi, R., Frossard, E., Liira, J., Schmidt, T., Stöckli, R., Thenail, C., Van Wingerden W. & Bugter R. (2006). Assessing the intensity of temperate European agriculture at the landscape scale. In: *European Journal of Agronomy* 24 (2), S. 165–181. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2005.07.006>

Heydemann, B. (1957). Die Biotopstruktur als Raumwiderstand und Raumfülle für die Tierwelt. *Verh. Dtsch. Zool. Ges*, 50, 332-347.

Hösl, R. & Strauss, P. (2011). Einfluss von linearen Abflusswegen auf die Effektivität von Gewässerrandstreifen. *Mitt. Österr. Bodenkundlichen Ges.*, 78, 23-28.

Hoiß, B. (2020). Schwebfliegen – vergessene Helfer mit faszinierender Ökologie. – *ANLiegen Natur* 42(1): 81–90, Laufen; www.anl.bayern.de/publikationen

Holzschuh, A., Steffan-Dewenter, I., Kleijn, D. & Tschardtke, T. (2007). Diversity of flower-visiting bees in cereal fields: effects of farming system, landscape composition and regional context. *Journal of Applied Ecology*, 44: 41-49. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01259.x>

Holzschuh, A., Steffan-Dewenter, I. & Tschardtke, T. (2008). Agricultural landscapes with organic crops support higher pollinator diversity. *Oikos*. 117. 354 - 361. <https://doi.org/10.1111/j.2007.0030-1299.16303.x>

Honěk, A. (1988). The effect of crop density and microclimate on pitfall trap catches of Carabidae, Staphylinidae (Coleoptera) and Lycosidae (Araneae) in cereal fields. *Pedobiologia*, 32: 233 – 242. [https://doi.org/10.1016/S0031-4056\(23\)00236-6](https://doi.org/10.1016/S0031-4056(23)00236-6)

Hsieh, T. C., Ma, K. H. & Chao, A. (2016). iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution*, 7: 1451-1456. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>

Hussein, J., Yu, B., Ghadiri, H. & Rose, C. (2007). Prediction of surface flow hydrology and sediment retention upslope of a vetiver buffer strip. *Journal of Hydrology*, 338(3-4), 261-272. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.02.038>

Jauker, F. & Wolters, V. (2008). Hover flies are efficient pollinators of oilseed rape. *Oecologia*. <https://doi.org/10.1007/s00442-008-1034-x>

Kail, J., Palt, M., Hund, H., Olberg, S., Hering, D. & Jünger, W. (2022). Ökologische Funktionen von Gewässerrandstreifen. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG). <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/40152/documents/61581>

Kail, J., Palt, M., Lorenz, A. & Hering, D. (2020). Woody buffer effects on water temperature: The role of spatial configuration and daily temperature fluctuations. *Hydrological Processes*. 35, e14008. <https://doi.org/10.1002/hyp.14008>

Kleijn, D. & Sutherland, W. J. (2003). How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? *Journal of applied ecology*, 40(6), 947-969. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2003.00868.x>

Körösi, Á., Dolek, M., Nunner, A., Lang, A. & Theves, F. (2022). Pace of life and mobility as key factors to survive in farmland—Relationships between functional traits of diurnal Lepidoptera and landscape structure. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 334, 107978. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.107978>

Konvicka, M., Beneš, J., Cizek, O., Kopecek, F., Konvička, O. & Vitaz, L. (2008). How too much care kills species: Grassland reserves, agri-environmental schemes and extinction of *Colias myrmidone* (Lepidoptera: Pieridae) from its former stronghold. *Journal of Insect Conservation*. 12. 519-525. <https://doi.org/10.1007/s10841-007-9092-7>.

Kowalska, J., Antkowiak, M. & Sienkiewicz, P. (2022). Flower Strips and Their Ecological Multifunctionality in Agricultural Fields. *Agriculture*. 12(9):1470. <https://doi.org/10.3390/agriculture12091470>

Kuschka, V., & Tonn, F. (1997). Eine Methode zur quantitativen Beschreibung von Mikrorelief und Rauigkeit der Bodenoberfläche als Komponente des Raumwiderstandes für epigäische Tiere. *Hercynia N. F. Halle*, 30(2), 303-319.

Kuussaari, M., Heliölä, J., Luoto & M., Pöyry, J. (2007). Determinants of local species richness of diurnal Lepidoptera in boreal agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Volume 122, Issue 3: 366-376, ISSN 0167-8809, <https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.02.008>.

Laina, D., Gfrerer, E., Scheurecker, V., Fuchs, R., Schleifer, M., Zित्रa, C., Wagner, R., Gibernau, M., Comes, H. P., Hörger, A. C. & Dötterl, S. (2022). Local Insect Availability Partly Explains Geographical Differences in Floral Visitor Assemblages of *Arum maculatum* L. (Araceae). *Frontiers in Plant Science*. 8, 13:838391. PMID: 35350299; PMCID: PMC8957888. <https://doi.org/10.3389/fpls.2022.838391>

Lamb, P. D., Hunter, E., Pinnegar, J. K., Creer, S., Davies, R. G. & Taylor, M. I. (2018). How quantitative is metabarcoding: a meta-analytical approach. *Molecular Ecology*, 28, 420–430. <https://doi.org/10.1111/mec.14920>

Lavandero, B., Wratten, S. D., Shishehbor, P., Worner, S. (2005). Enhancing the effectiveness of the parasitoid *Diadegma semiclausum* (Helen): movement after use of nectar in the field. *Biological Control*. 2005;34:152–158. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2005.04.013>

Le Gall, M., Palt, M., Kail, J., Hering, D. & Piffady, J. (2022). Woody riparian buffers have indirect effects on macroinvertebrate assemblages of French rivers, but land use effects are much stronger. *Journal of Applied Ecology*, 59, 526– 536. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14071>

Leray, M., Yang, J. Y., Meyer, C. P., Mills, S. C., Agudelo, N., Ranwez, V., Boehm, J. T. & Machida, R. J. (2013). A new versatile primer set targeting a short fragment of the mitochondrial COI region for metabarcoding metazoan diversity: application for characterizing coral reef fish gut contents. *Frontiers in zoology* 10, S. 34. <https://doi.org/10.1186/1742-9994-10-34>

Liu, M., Clarke, L. J., Baker, S. C., Jordan, G. J. and Burridge, C. P. (2020). A practical guide to DNA metabarcoding for entomological ecologists. *Ecol Entomol*, 45: 373-385. <https://doi.org/10.1111/een.12831>

Losey, J.E. & Vaughan, M. (2006). The Economic Value of Ecological Services Provided by Insects. *BioScience*. Volume 56. Issue 4. Pages 311–323. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2006\)56\[311:TEVOES\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2006)56[311:TEVOES]2.0.CO;2)

Luka, H., Lutz, M., Blick, T. & Pfiffner, L. (2001). Einfluss von eingesäten Wildblumenstreifen auf die epigäischen Laufkäfer und Spinnen (Carabidae und Araneae) in der intensiv genutzten Agrarlandschaft "Grosses Moos", Schweiz. *Peckiana*. 1. 45-60. ISSN 1618-1735.

Lys, J.-A., Zimmermann, M. & Nentwig, W. (1994). Increase in activity density and species number of carabid beetles in cereals as a result of strip-management. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 73: 1-9. <https://doi.org/10.1111/j.1570-7458.1994.tb01833.x>

Marja, R., Kleijn, D., Tschardtke, T., Klein, A.-M., Frank, T. & Batary, P. (2019). Effectiveness of agri-environmental management on pollinators is moderated more by ecological contrast than by landscape structure or land-use intensity. *Ecology Letters*. <https://doi.org/10.1111/ele.13339>

Marja, R., Tschardtke, T. & Batary, P. (2022). Increasing landscape complexity enhances species richness of farmland arthropods, agri-environment schemes also abundance—A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 326, 107822. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107822>

Marshall, E., West, T. & Kleijn, D. (2006). Impacts of an agri-environment field margin prescription on the flora and fauna of arable farmland in southern Britain. *Agriculture Ecosystems & Environment*. 36-44. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.08.036>

Matthews, R. W. & Matthews, J. R. (1971). The Malaise trap: Its utility and potential for sampling insect populations. *The Great Lakes Entomologist*, vol 4 (4). <https://doi.org/10.22543/0090-0222.1158>

Mayor, S. J., Cahill, J. F., He, F., Sólymos, P. & Boutin, S. (2012). Regional boreal biodiversity peaks at intermediate human disturbance. *Nature communications*, 1142. <https://doi.org/10.1038/ncomms2145>

Mengual, X., Ståhls, G., Vujic, A. & Marcos-García, M. (2006). Integrative taxonomy of Iberian Merodon species (Diptera: Syrphidae). *Zootaxa* 1377: 1-26.

Montagna, M., Lozzia, C. G., Giorgi, A. & Baumgärtner, J. (2012). Insect community structure and insect biodiversity conservation in an Alpine wetland subjected to an intermediate diversified management regime. *Ecological Engineering*, 47, 242-246. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.06.025>

Morinière, J., Balke, M., Doczkal, D., Geiger, M. F., Hardulak, L. A., Haszprunar, G., Hausmann, A., Hendrich, L., Regalado, L., Rulik, B., Schmidt, S., Wägele, J.-W. & Hebert, P. D. N. (2019). A DNA barcode library for 5,200 German flies and midges (Insecta: Diptera) and its implications for metabarcoding-based biomonitoring. *Molecular Ecology Resources*. Vol 19: 900– 928. <https://doi.org/10.1111/1755-0998.13022>

Muñoz-Carpena, R., Parsons, J. E. & Gilliam, J. W. (1993). Numerical approach to the overland flow process in vegetative filter strips. *Transactions of the ASAE*, 36(3), 761-770. doi: 10.13031/2013.28395

Muster, C. & Blick, T. (2003). Rote Liste gefährdeter Weberknechte (Arachnida: Opiliones) Bayerns. Bayerisches Landesamt für Umwelt/166/2003. <https://arages.de/fileadmin/Pdf/Muster2003.pdf>

Nelson, J., Hunt, L., Lewis, M., Hamby, K., Hooks, C. & Dively, G. (2018). Arthropod communities in warm and cool grass riparian buffers and their influence on natural enemies in adjacent crops. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 257. [10.1016/j.agee.2018.01.019](https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.01.019).

Nelson, L. A., Lambkin C. L., Batterham, P., Wallman J. F., Downton, M., Whiting M. F., Yeates, D. K., & Cameron, S. L. (2012). Beyond barcoding: A mitochondrial genomics approach to molecular phylogenetics and diagnostics of blowflies (Diptera: Calliphoridae), *Gene*, Volume 511, Issue 2, 2012, Pages 131-142. <https://doi.org/10.1016/j.gene.2012.09.103>

Öckinger, E., Lindborg, R., Sjödin, N. E. & Bommarco, R. (2012). Landscape matrix modifies richness of plants and insects in grassland fragments. *Ecography*, Vol 35(3), 259-267. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2011.06870.x>

Ollerton, J., Erenler, H., Edwards, M. & Crockett R. (2014). Pollinator declines. Extinctions of aculeate pollinators in Britain and the role of large-scale agricultural changes. *Science*, 346(6215):1360-2. PMID: 25504719. <https://doi.org/10.1126/science.1257259>

Ouvrard, P., Transon, J. & Jacquemart, A. L. (2018). Flower-strip agri-environment schemes provide diverse and valuable summer flower resources for pollinating insects. *Biodiversity and Conservation*. <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1531-0>

Panassiti, B., Wolfrum, S., Birnbeck, S., Burmeister, J., Freibauer, A., Morinière, J., & Walter, R. (2023). Insects benefit from agri-environmental schemes aiming at grassland extensification. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 356, 108613. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2023.108613>

Petersen, I., Masters, Z., Hildrew, A.G. & Ormerod, S. J. (2004). Dispersal of adult aquatic insects in catchments of differing land use. *Journal of Applied Ecology*, 41: 934-950. <https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00942.x>

Popescu, C., Oprina-Pavelescu, M., Dinu, V., Cazacu, C., Burdon, F. J., Forio, M. A. E., Kupilas, B., Friberg, N., Goethals, P., McKie, B. G., Risnoveanu, G. (2021). Riparian Vegetation Structure Influences Terrestrial Invertebrate Communities in an Agricultural Landscape. <https://doi.org/10.3390/w13020188>

Pywell, R. F., Bullock, J. M., Tallowin, J. B., Walker, K. J., Warman, E. A. & Masters, G. (2007). Enhancing diversity of species-poor grasslands: an experimental assessment of multiple constraints. *Journal of Applied Ecology*, 44: 81-94. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01260.x>

Raupach, M. J., Hannig, K. & Wägele, J.-W. (2010). DNA Barcoding – Perspektiven und Chancen: Eine Fallstudie am Beispiel der Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae). *Entomologie heute*. 22. 171-190.

Rios, S.L. & Bailey, R.C. (2006). Relationship between Riparian Vegetation and Stream Benthic Communities at Three Spatial Scales. *Hydrobiologia* 553, 153–160. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-0868-z>

Robinson, R. A. & Sutherland, W. J. (2002). Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology*, Vol 39: 157-176. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00695.x>

Rote-Liste-Zentrum, <https://www.rote-liste-zentrum.de/de/Neue-bundesweite-Rote-Liste-Mehr-als-ein-Viertel-der-Insekten-Arten-bestandsgefährdet-2099.html>, Stand: 16.3.2022

Sala, O., Chapin III, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R. H., Huber-Sannwald, E., Huenneke, L., Jackson, R., Kinzig, A. P., Leemans, R., Lodge, D., Mooney, H., Oesterheld, M., Poff, N., Sykes, M., Walker, B., Walker, M., Wall, D. (2000). Biodiversity - Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* (New York, N.Y.). 287. 1770-4. <https://doi.org/10.1126/science.287.5459.1770>.

Sanchez-Bayo, F. & Wyckhuys, K. A. G. (2019). Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological Conservation* 232, S. 8–27. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.01.020>

Sargac, J., Johnson, R., Burdon, F., Truchy, A., Risnoveanu, G., Goethals, P. & McKie, B. (2021). Forested Riparian Buffers Change the Taxonomic and Functional Composition of Stream Invertebrate Communities in Agricultural Catchments. <https://doi.org/10.3390/w13081028>

Saska, P. (2007). Diversity of carabids (Coleoptera: Carabidae) within two Dutch cereal fields and their boundaries. *Baltic J. Coleopterol*, 7, 37-50.

Scheper, J., Holzschuh, A., Kuussaari, M., Potts, S. G., Rundlöf, M., Smith, H. G. & Kleijn, D. (2013). Environmental factors driving the effectiveness of European agri-environmental measures in mitigating pollinator loss – a meta-analysis. *Ecology Letters* (2013) 16: 912–920. <https://doi.org/10.1111/ele.12128>

Schieweling, A., Janssen, J., Dalbeck, L. & Milz, G. (2022). Feldvogelschutz in der Zülpi-cher Börde. *Natur in NRW* 2/2022. https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/lanuvpubl/5_natur_in_nrw/H2-22/NaturinNRW-H2-22.pdf

Schowalter, T. D., Noriega, J. A., & Tscharrntke, T. (2018). Insect effects on ecosystem services—Introduction. *Basic and Applied Ecology*, 26, 1-7. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2017.09.011>

Seibold, S., Gossner, M. M., Simons, N. K., Blüthgen, N., Müller, J., Ambarlı, D., Ammer, C., Bauhus, J., Fischer, M., Habel, J. C., Linsenmair, K. E., Naus, T., Penone, C., Prati, D., Schall, P., Schulze, E. D., Vogt, J., Wöllauer S. & Weisser W. W. (2019). Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. *Nature* 574, 671–674. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1684-3>

Skuhrový, V., Louda, J. & Sýkora, J. (1971). Zur Verteilung der Laufkäfer in Feldmonokulturen (Coleoptera: Carabidae). *Beiträge Zur Entomologie = Contributions to Entomology*, 21(3-6), 539–546. <https://doi.org/10.21248/contrib.entomol.21.3-6.539-546>

Sorg, M., Schwan, H., Stenmans, W. & Müller A. (2013). Ermittlung der Biomassen flugaktiver Insekten im Naturschutzgebiet Orbroicher Bruch mit Malaise Fallen in den Jahren 1989 und 2013. *Mitteilungen aus dem Entomologischen Verein Krefeld* (Vol. 1), S. 1–5.

Sotherton, N. W. (1984). The distribution and abundance of predatory arthropods overwintering on farmland. *Annals of Applied Biology*, 105: 423-429. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7348.1984.tb03068.x>

Spiegel, A. K., Gronle, A., Arncken, C., Bernhardt, T., Heß, J., Schmack, J., Schmid, J., Spory, K. & Wilbois, K. P. (2014). Leguminosen nutzen. Naturverträgliche Anbaumethoden aus der Praxis. Bundesamt für Naturschutz (BfN), Bonn, ISBN: 978-3-00-046539-0. Online: <https://www.fibl.org/fileadmin/documents/shop/1655-leguminosen.pdf> (27.02.2023)

Ssymank, A., Sorg, M., Doczkal, D., Rulik, B., Merkel-Wallner, G., & Vischer-Leopold, M. (2018). Praktische Hinweise und Empfehlungen zur Anwendung von Malaisefallen für Insekten in der Biodiversitätserfassung und im Monitoring. In: *Series Naturalis 1 (1)*, S. 1–12.

Strauss P., Krammer C. & Hösl R. (2011). Retention von Niederschlagswasser, *Ingenieurbiologie*, Mitteilungsblatt Nr. 3, September 2011, ISSN 1422-0008.

Skuhrový, V., Louda, J., & Sýkora, J. (1971). Zur Verteilung der Laufkäfer in Feldmonokulturen (Coleoptera: Carabidae). *Beiträge zur Entomologie= Contributions to Entomology*, 21(3-6), 539-546. <https://doi.org/10.21248/contrib.entomol.21.3-6.539-546>

Sutherland, J. P., Sullivan, M. S., & Poppy, G. M. (2001). Distribution and abundance of aphidophagous hoverflies (Diptera: Syrphidae) in wildflower patches and field margin habitats. *Agricultural and forest Entomology*, 3(1), 57-64. <https://doi.org/10.1046/j.1461-9563.2001.00090.x>

Sutter, L., Jeanneret, P., Bartual, A. M., Bocci, G. & Albrecht, M. (2017). Enhancing plant diversity in agricultural landscapes promotes both rare bees and dominant crop-pollinating bees through complementary increase in key floral resources. *Journal of Applied Ecology*, Vol 54:1856–1864. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12907>

Thomas, C. D., Franco, A. M. & Hill, J. K. (2006). Range retractions and extinction in the face of climate warming. *Trends in Ecology & Evolution*, Vol 21(8), 415-416. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.05.012>

Townes, H. (1962). Design for a Malaise trap. *Proceedings of the Entomological Society of Washington*, 64(4), 253-262.

Townsend, C. R., Scarsbrook, M. R. & Dolédec, S. (1997). The intermediate disturbance hypothesis, refugia, and biodiversity in streams. *Limnology and Oceanography*, Vol 42. <https://doi.org/10.4319/lo.1997.42.5.0938>

Tscharntke, T., Steffan-Dewenter, I., Kruess, A. & Thies, C. (2002). Characteristics of insect populations on habitat fragments: A mini review. *Ecological Research* 17, 229-239. <https://doi.org/10.1046/j.1440-1703.2002.00482.x>

Tscharntke, T., Tylianakis, J. M., Rand, T. A., Didham, R. K., Fahrig, L., Batáry, P., Bengtsson, J., Clough, Y., Crist, T. O., Dormann, C. F., Ewers, R. M., Fründ, J., Holt, R. D., Holzschuh, A., Klein, A. M., Kleijn, D., Kremen, C., Landis, D. A., Laurance, W.,

Lindenmayer, D., Scherber, C., Sodhi, N., Steffan-Dewenter, I., Thies, C., van der Putten, W. H. & Westphal, C. (2012). Landscape moderation of biodiversity patterns and processes - eight hypotheses. *Biological Reviews*, Vol 87: 661-685. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2011.00216.x>

Uhler, J., Haase, P., Hoffmann, L., Hothorn, T., Schmidl, J., Stoll, S., Welti, E. A. R., Buse, J. & Müller, J. (2022). A comparison of different Malaise trap types. *Insect Conservation and Diversity*, 15(6), 666– 672. <https://doi.org/10.1111/icad.12604>

Uhler, J., Redlich, S., Zhang, J., Hothorn, T., Tobisch, C., Ewald, J., Thorn, S., Seibold, S., Mitesser, O., Morinière, J., Bozicevic, V., Benjamin, C. S., Englmeier, J., Fricke, U., Ganuza, C., Haensel, M., Riebl, R., Rojas-Botero, S., Rummeler, T., Uphus, L., Schmidt, S., Steffan-Dewenter, I. & Müller, J. (2021). Relationship of insect biomass and richness with land use along a climate gradient. *Nat Commun* 12, 5946. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-26181-3>

Van Dijk, P. M., Kwaad, F. J. P. M. & Klapwijk, M. (1996). Retention of water and sediment by grass strips. *Hydrological processes*, Vol10(8), 1069-1080. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1085\(199608\)10:8%3C1069::AID-HYP412%3E3.0.CO;2-4](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1085(199608)10:8%3C1069::AID-HYP412%3E3.0.CO;2-4)

Van Dyck, H., Van Strien, A. J., Maes, D., & Van Swaay, C. A. M. (2009). Declines in Common, Widespread Butterflies in a Landscape under Intense Human Use. *Conservation Biology*, 23(4), 957–965. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01175.x>

Van Strien, A., Swaay, C., Liempt, W., Poot, M. & Vries, M. (2019). Over a century of data reveal more than 80% decline in butterflies in the Netherlands. *Biological Conservation*, Vol 234: 116-122. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.03.023>

Von der Dunk, K. (2005). Syrphidae Bayerns – eine kommentierte Checkliste. – Beiträge zur bayerischen Entomofaunistik (7): 97–114.

Von Königslöw, V., Fornoff, F., & Klein, A. M. (2022). Pollinator enhancement in agriculture: Compar-ing sown flower strips, hedges and sown hedge herb layers in apple orchards. *Biodiversity and Conser-vation*, 31(2), 433-451. <https://doi.org/10.1007/s10531-021-02338-w>

Vujić, A., Radenković, S., Likov, L., Andrić, A., Janković, M., Ačanski, J., Popov, G., de Courcy Williams, M., Šašić Zorić, L. & Djan M. (2020). Corrigendum to: Conflict and congruence between morphological and molecular data: revision of the *Merodon constans* group (Diptera: Syrphidae). *Invertebrate Systematics* 34, 449-449. https://doi.org/10.1071/IS19047_CO

Wagner, C., Bachl-Staudinger, M., Baumholzer, S., Burmeister, J., Fischer, C., Karl, N., Köppl, A., Volz, H., Walter, R., Wieland, P. (2014): Faunistische Evaluierung von Blühflächen. – Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft 1/2014, 1-150.

Wagner, D. L., Grames, E. M., Forister, M. L., Berenbaum, M. R. & Stopak, D. (2021). Insect decline in the Anthropocene: Death by a thousand cuts. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(2), e2023989118. <https://doi.org/10.1073/pnas.2023989118>

Wallin, H. & Ekblom, B. (1994). Influence of Hunger Level and Prey Densities on Movement Patterns in Three Species of Pterostichus Beetles (Coleoptera: Carabidae). *Environmental Entomology*, Vol 23, 1171–1181. <https://doi.org/10.1093/ee/23.5.1171>

Warren, M. S., Maes, D., Van Swaay, C. A., Goffart, P., Van Dyck, H., Bourn, N. A. D., Wynhoff, I., Hoare, D. & Ellis, S. (2021). The decline of butterflies in Europe: Problems, significance, and possible solutions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(2), e2002551117. <https://doi.org/10.1073/pnas.2002551117>

Westphal, C., Steffan-Dewenter, I. & Tschardt, T. (2006). Bumblebees experience landscapes at different spatial scales: possible implications for coexistence. *Oecologia*, 149, 289–300. <https://doi.org/10.1007/s00442-006-0448-6>

White, A. J., Wratten, S. D., Berry, N. A. & Weigmann, U. (1995). Habitat Manipulation to Enhance Biological Control of Brassica Pests by Hover Flies (Diptera: Syrphidae). *Journal of Economic Entomology*, Volume 88, Pages 1171–1176. <https://doi.org/10.1093/jee/88.5.1171>

Whitworth, T. L., Dawson, R. D., Magalon, H. & Baudry, E. (2007). DNA barcoding cannot reliably identify species of the blowfly genus *Protocalliphora* (Diptera: Calliphoridae). *Proceedings of the Royal Society B*, Vol 274:1731–1739. <http://doi.org/10.1098/rspb.2007.0062>

Wood, T. J., Holland, J.M. & Goulson, D. (2017). Providing foraging resources for solitary bees on farmland: current schemes for pollinators benefit a limited suite of species. *Journal of Applied Ecology*, Vol 54: 323–333. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12718>

Yang, L. H. & Gratton, C. (2014). Insects as drivers of ecosystem processes. *Current Opinion in Insect Science* 2, S. 26–32. <https://doi.org/10.1016/j.cois.2014.06.004>

Yuan, Z. Y., Jiao, F., Li, Y. H. & Kallenbach, R. L. (2016). Anthropogenic disturbances are key to maintaining the biodiversity of grasslands. *Scientific Reports*, 6(1), 1–8. <https://doi.org/10.1038/srep22132>

Zurbuchen, A., Landert, L., Klaiber, J., Müller, A., Hein, S. & Dorn, S. (2010). Maximum foraging ranges in solitary bees: only few individuals have the capability to cover long foraging distances. *Biological Conservation*, 143(3), 669–676. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.12.003>

Danksagung

Für die umfangreichen Probennahmen auf den landwirtschaftlichen Flächen und die Aufarbeitung der Proben im Labor bedanken wir uns bei zahlreichen Kolleginnen und Kollegen: Mahmud Tawfik, Sabine Topor, Josefa Weinfurtner, Michael Weber und vielen weiteren studentischen Hilfskräften.

Besonderer Dank gilt der Gewässerschutzberatung, insbesondere Herrn Josef Friedl (Gewässerschutzberatung AELF Fürstenfeldbruck), Herrn Anton Maier (Gewässerschutzberatung AELF Landau), Herrn Siegfried Schneeweis-Müller (Stellvertretender Bereichsleiter Landwirtschaft AELF Abensberg) und Herrn Stefan Wipplinger (Gewässerschutzberatung AELF Passau), die uns stets beratend zur Seite standen und vor allem bei der Flächenauswahl unterstützt haben.

Ein großer Dank geht auch an die beteiligten Landwirtinnen und Landwirte für ihre Bereitschaft zur Teilnahme an der Studie und ihre Rücksichtnahme bei den Probennahmen.

Beim bayerischen StMELF bedanken wir uns für die Finanzierung der Forschungsstudie.

Anhang

Anhang I: Sortierliste Malaisefalle

Ara	Aranea	Webspinnen
	Pseudoscorpionida	Pseudoskorpione
	Opilliones	Weberknechte
	Acari	Milben
Inse	Zweiflügler (Diptera)	Mücken
		Schnaken (Körperlänge > 1cm)
		sonstige Fliegen
		Tanzfliegenartige (Empidoidea)
		Raubfliegen (Asilidae)
		Augenfliegen (Pipunculidae)
		Schwebfliegen (Syrphidae)
	Bremsen (Tabanidae)	
	Hautflügler (Hymenoptera)	Pflanzenwespen (Symphyta)
		sonstige Taillenwespen
		Schlupfwespen (Ichneumonidae)
	Schnabelkerfe (Hemiptera)	Ameisen (Formicidae)
		Zikaden (Auchenorrhyncha)
		Wanzen (Heteroptera)
	Käfer (Coleoptera)	sonstige Pflanzenläuse
		Blattflöhe (Psylloidea)
		Kurzflügler (Staphylinidea)
		Flohkäfer (Alticini)
		Marienkäfer (Coccinellidae)
	Schmetterlinge (Lepidoptera)	Rüsselkäfer (Curculionidae)
		Bockkäfer (Cerambycidae)
	Heuschrecken (Orthoptera)	sonstige Käfer
		Tagfalter
	holometabole Larven	sonstige Schmetterlinge
		Langfühlerschrecken (Ensifera)
		Kurzfühlerschrecken (Caelifera)
	Sonstiges	Käferlarven
		Raupen
		sonstige Larven
		Thripse (Thysanoptera)
		Psocoptera
		Ohrwürmer (Dermaptera)
Schaben (Blattodea)		
Flöhe (Siphonaptera)		
Netzflügler (Neuroptera)		
Kamelhalsfliegen (Raphidioptera)		
Skorpionsfliegen (Mecoptera)		
Libellen (Odonata)		
Köcherfliegen (Trichoptera)		
Steinfliegen (Plecoptera)		
Eintagsfliegen (Ephemeroptera)		
Springschwänze (Collembola)		
Fächerflügler (Strepsiptera)		

Anhang

Anhang II: Sortierliste Bodenfalle

Arachnida	Spinnen
	Weberknechte
	Pseudoskorpione
Coleoptera	sonst. Käfer
	Schnellkäfer
	Kurzflügler
	Flohkäfer Käferlarven
Laufkäfer	Laufkäfer
Myriapoda / Isopoda	Doppelfüßer
	Hundertfüßer
	Asseln
Hemiptera	Wanzen (inkl. Larven)
	Zikaden (inkl. Larven)
Ameisen	Ameisen
Bienen/Hummeln	Bienen/Hummeln
Saltatoria	Heuschrecken (inkl. Larven)
Dermaptera	Ohrwürmer (inkl. Larven)
Gehäuseschnecken	Gehäuseschnecken
Sonstige	alles Sonstige

Anhang

Anhang III: Modelle

i) Flugfähige Insekten

	Datensatz	Datenquelle	Aufarbeitung	Modell	Interaktion buffer:Standort	Residuenverteilung	Varianz- homogenität	Dispersion	Kommentar
Flug	Insektenbiomasse	Malaisefalle - Abtropfgewicht	Je Fallenstandort: Mittelwert pro Zeitraum aus den zwei Leerungen; dann Mittelwert aus den drei Zeiträumen;	Generalized Linear Mixed- Effects Model, Verteilung = Gauß	signifikant	normalverteilt	gewahrt	equidispersion	
	Artenminimum (Metabarcoding)	Malaisefalle - Metabarcoding	Je Fallenstandort: Artenminimum über alle Zeiträume hinweg;	Generalized Linear Mixed- Effects Model, Verteilung = negativ binomial	signifikant	normalverteilt	gewahrt	equidispersion	
	Artenminimum (Metabarcoding) Diptera	Malaisefalle - Metabarcoding	Je Fallenstandort: Artenminimum über alle Zeiträume hinweg;	Generalized Linear Mixed- Effects Model, Verteilung = Poisson	nicht signifikant	normalverteilt	gewahrt	equidispersion	
	Artenminimum (Metabarcoding) Hymenoptera	Malaisefalle - Metabarcoding	Je Fallenstandort: Artenminimum über alle Zeiträume hinweg;	Generalized Linear Mixed- Effects Model, Verteilung = Poisson	signifikant	leicht signifikante Abweichung von Normalverteilung, aber visuell okay	gewahrt	equidispersion	
	Artenminimum (Metabarcoding) Coleoptera	Malaisefalle - Metabarcoding	Je Fallenstandort: Artenminimum über alle Zeiträume hinweg;	Generalized Linear Mixed- Effects Model, Verteilung = negativ binomial	nicht signifikant	normalverteilt	gewahrt	equidispersion	boundary (singular) fit: Varianz random factor (field/Bach) = 3.844e-10
	Artenminimum (Metabarcoding) Lepidoptera	Malaisefalle - Metabarcoding	Je Fallenstandort: Artenminimum über alle Zeiträume hinweg;	Generalized Linear Mixed- Effects Model, Verteilung = Poisson	signifikant	normalverteilt	gewahrt	equidispersion	
	Artenminimum (Metabarcoding) Hemiptera	Malaisefalle - Metabarcoding	Je Fallenstandort: Artenminimum über alle Zeiträume hinweg;	Generalized Linear Mixed- Effects Model, Verteilung = Poisson	signifikant	normalverteilt	gewahrt	equidispersion	boundary (singular) fit: Varianz random factor (field/Bach) = 0
	Individuenanzahl gesamt	Malaisefallen- Sortierdaten	Je Fallenstandort: Individuen über alle Zeiträume aufsummiert	Generalized Linear Mixed- Effects Model, Verteilung = negativ binomial	signifikant	normalverteilt	gewahrt	equidispersion	
	Individuenanzahl Diptera	Malaisefallen- Sortierdaten	Je Fallenstandort: Individuen über alle Zeiträume aufsummiert	Generalized Linear Mixed- Effects Model, Verteilung = negativ binomial	signifikant	normalverteilt	gewahrt	equidispersion	
	Individuenanzahl Hymenoptera	Malaisefallen- Sortierdaten	Je Fallenstandort: Individuen über alle Zeiträume aufsummiert	Generalized Linear Mixed- Effects Model, Verteilung = negativ binomial	signifikant	normalverteilt	gewahrt	equidispersion	
	Individuenanzahl Hemiptera	Malaisefallen- Sortierdaten	Je Fallenstandort: Individuen über alle Zeiträume aufsummiert	Generalized Linear Mixed- Effects Model, Verteilung = negativ binomial	nicht signifikant	normalverteilt	gewahrt	equidispersion	
	Individuenanzahl Coleoptera	Malaisefallen- Sortierdaten	Je Fallenstandort: Individuen über alle Zeiträume aufsummiert	Generalized Linear Mixed- Effects Model, Verteilung = negativ binomial	signifikant	normalverteilt	gewahrt	equidispersion	
	Individuenanzahl Lepidoptera	Malaisefallen- Sortierdaten	Je Fallenstandort: Individuen über alle Zeiträume aufsummiert	Generalized Linear Mixed- Effects Model, Verteilung = Poisson	signifikant	normalverteilt	gewahrt	equidispersion	
	Schwebfliegen Artenzahlen (Artdetermination)	Malaisefallen- Sortierdaten	Je Fallenstandort: Artenanzahl über alle Zeiträume hinweg	Generalized Linear Mixed- Effects Model, Verteilung = Poisson	signifikant	normalverteilt	gewahrt	equidispersion	
	Schwebfliegen Individuenanzahl (Artdetermination)	Malaisefallen- Sortierdaten	Je Fallenstandort: Individuen über alle Zeiträume aufsummiert	Generalized Linear Mixed- Effects Model, Verteilung = negativ binomial	signifikant	normalverteilt	gewahrt	equidispersion	
	Schwebfliegen Artenanzahl (Metabarcoding)	Malaisefallen - Metabarcoding	Je Fallenstandort: Artenminimum über alle Zeiträume hinweg	Generalized Linear Mixed- Effects Model, Verteilung = Gauß, link=log	nicht signifikant	normalverteilt	nicht gewahrt	equidispersion	boundary (singular) fit: Varianz random factor (field/Bach) = 0
	Semiaquatische Insekten Individuenanzahl (Artdetermination)	Malaisefallen- Sortierdaten	Je Fallenstandort: Individuen über alle Zeiträume aufsummiert	Generalized Linear Mixed- Effects Model, Verteilung = Poisson	signifikant	normalverteilt	gewahrt	equidispersion	
	Semiaquatische Insekten Artenanzahl (Artdetermination)	Malaisefallen- Sortierdaten	Je Fallenstandort: Artenminimum über alle Zeiträume hinweg	Generalized Linear Mixed- Effects Model, Verteilung = Poisson	nicht signifikant	normalverteilt	gewahrt	equidispersion	
	Semiaquatische Insekten Artenanzahl (Metabarcoding)	Malaisefallen - Metabarcoding	Je Fallenstandort: Artenminimum über alle Zeiträume hinweg	Generalized Linear Mixed- Effects Model, Verteilung = Poisson	nicht signifikant	normalverteilt	gewahrt	equidispersion	

ii) Epigäische Arthropoden

	Datensatz	Datenquelle	Aufarbeitung	Modell	Interaktion buffer:Standort	Residuenverteilung	Varianz- homogenität	Dispersion	Kommentar
epigä	Individuenanzahl gesamt	Bodenfallen Gesamt	Je Fallenstandort: Individuen über alle Zeiträume und Leerungen aufsummiert	Generalized Linear Mixed- Effects Model, Verteilung = negativ binomial	nicht signifikant	normalverteilt	nicht gewahrt	equidispersion	
	Spinnen Individuenanzahl	Bodenfallen Gesamt	Je Fallenstandort: Individuen über alle Zeiträume und Leerungen aufsummiert	Generalized Linear Mixed- Effects Model, Verteilung = negativ binomial	nicht signifikant	normalverteilt	gewahrt	equidispersion	
	Laufkäfer Individuenanzahl	Bodenfallen Gesamt	Je Fallenstandort: Individuen über alle Zeiträume und Leerungen aufsummiert	Generalized Linear Mixed- Effects Model, Verteilung = negativ binomial	nicht signifikant	normalverteilt	gewahrt	equidispersion	
	Kurzflügler Individuenanzahl	Bodenfallen Gesamt	Je Fallenstandort: Individuen über alle Zeiträume und Leerungen aufsummiert	Generalized Linear Mixed- Effects Model, Verteilung = negativ binomial	nicht signifikant	normalverteilt	nicht gewahrt	equidispersion	kein Modell ist signifikant besser als das NullModell
	Myriapoda und Isopoda Individuenanzahl	Bodenfallen Gesamt	Je Fallenstandort: Individuen über alle Zeiträume und Leerungen aufsummiert	Generalized Linear Mixed- Effects Model, Verteilung = negativ binomial	nicht signifikant	normalverteilt	gewahrt	equidispersion	
	Ameisen Individuenanzahl	Bodenfallen Gesamt	Je Fallenstandort: Individuen über alle Zeiträume und Leerungen aufsummiert	Generalized Linear Mixed- Effects Model, Verteilung = negativ binomial	signifikant	normalverteilt	gewahrt	equidispersion	
	Laufkäfer Art determination Individuenanzahl	Bodenfallen Art determination	Je Fallenstandort: Individuen über alle Zeiträume aufsummiert	Generalized Linear Mixed- Effects Model, Verteilung = negativ binomial	nicht signifikant	normalverteilt	gewahrt	equidispersion	
	Laufkäfer Art determination Artenanzahl	Bodenfallen Art determination	Je Fallenstandort: Artenminimum über alle Zeiträume hinweg	Generalized Linear Mixed- Effects Model, Verteilung = Poisson	signifikant	normalverteilt	gewahrt	equidispersion	
	Arachnida Art determination Individuenanzahl	Bodenfallen Art determination	Je Fallenstandort: Individuen über alle Zeiträume und Leerungen aufsummiert	Generalized Linear Mixed- Effects Model, Verteilung = negativ binomial	nicht signifikant	normalverteilt	gewahrt	equidispersion	
	Arachnida Art determination Artenanzahl	Bodenfallen Art determination	Je Fallenstandort: Artenminimum über alle Zeiträume hinweg	Generalized Linear Mixed- Effects Model, Verteilung = Poisson	nicht signifikant	normalverteilt	nicht gewahrt	equidispersion	