



LfL

Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft

Faunistische Evaluierung von Blühflächen



Schriftenreihe

1

2014

ISSN 1611-4159

Zitiervorschlag:

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.

Einzelne Kapitel bitte wie folgt zitieren

Walter, R. (2014): Evaluierung des Regenwurmbestands zweijähriger Blühflächen, in: Wagner, C., Bachl-Staudinger, M., Baumholzer, S., Burmeister, J., Fischer, C., Karl, N., Köppl, A., Volz, H., Walter, R., Wieland, P. (Hrsg.): *Faunistische Evaluierung von Blühflächen*, Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft 1/2014, 33-43.

Impressum

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

Redaktion: Institut für Ökologischen Landbau, Bodenkultur und Ressourcenschutz
Lange Point 12, 85354 Freising-Weihenstephan
E-Mail: Oekologie@LfL.bayern.de
Telefon: 08161 71-3640

1. Auflage: Januar 2014

Druck: ES-Druck, 85356 Freising-Tüntenhausen

Schutzgebühr: 15,00 Euro

© LfL



Faunistische Evaluierung von Blühflächen

Ergebnisse des Forschungsprojekts „Evaluierung und Optimierung von KULAP-A36 – Agrarökologische Ackernutzung und Blühflächen – zur Verbesserung der Wildlebensräume und zur Steigerung der Biodiversität in Bayern“

**Christian Wagner, Michael Bachl-Staudinger,
Steffen Baumholzer, Johannes Burmeister,
Christina Fischer, Nadine Karl, Ambros
Köppl, Harald Volz, Roswitha Walter &
Philipp Wieland**

Inhaltsübersicht

	Seite
1	Das Projekt „Faunistische Evaluierung von Blühflächen“..... 17
	Christian Wagner, Harald Volz
2	Evaluierung des Regenwurmbestands zweijähriger Blühflächen..... 33
	Roswitha Walter
3	Der Beitrag von Blühflächen zur Arthropodendiversität in der Agrarlandschaft 45
	Christian Wagner, Andrea Holzschuh, Philipp Wieland
4	Der Einfluss von Blühflächen auf epigäisch lebende Arthropoden 65
	Johannes Burmeister, Christian Wagner
5	Blühflächen: ein Instrument zur Erhöhung der Biodiversität von Vögeln der Agrarlandschaft 79
	Christian Wagner
6	Blühflächen als ein Beitrag zum Feldhamsterschutz (<i>Cricetus cricetus</i>) in Unterfranken..... 103
	Christina Fischer, Michael Bachl-Staudinger, Steffen Baumholzer, Christian Wagner, Otto Wünsche
7	Blühflächen als Habitat für Niederwild..... 117
	Christian Wagner, Nadine Karl, Fiona Schönfeld
8	Der Einfluss von Blühflächen auf den Niederwildbestand in einer intensiv genutzten Agrarlandschaft in Südbayern 127
	Ambros Köppl, Mechthild Roth, Christian Wagner
9	Empfehlungen für die Anlage von Blühflächen aus faunistischer Sicht..... 139
	Christian Wagner, Harald Volz
10	Recommendations for the establishment of sown flower-rich fields from a faunistic point of view 145
	Christian Wagner, Harald Volz
11	Danksagung 149
	Christian Wagner

Inhaltsverzeichnis

	Seite
1	Das Projekt „Faunistische Evaluierung von Blühflächen“..... 17
1.1	Zusammenfassung/Abstract..... 17
1.2	Biodiversität und Landwirtschaft..... 18
1.3	Blühflächen, eine Agrarumweltmaßnahme in Bayern..... 20
1.4	Charakteristika der Vegetation von Blühflächen..... 24
1.5	Ziele des Projekts..... 26
1.6	Kooperationen und Partner 27
1.7	Darstellungsform Boxplot..... 28
1.8	Literatur 29
2	Evaluierung des Regenwurmbestands zweijähriger Blühflächen..... 33
2.1	Zusammenfassung/Abstract..... 33
2.2	Einleitung und Fragestellung 34
2.3	Methode und Untersuchungsflächen 35
2.4	Ergebnisse 37
2.5	Diskussion..... 40
2.6	Literatur 42
3	Der Beitrag von Blühflächen zur Arthropodendiversität in der Agrarlandschaft 45
3.1	Zusammenfassung/Abstract..... 45
3.2	Einleitung..... 46
3.3	Methoden 47
3.3.1	Standorte und Design..... 47
3.3.2	Auswertung..... 51
3.4	Ergebnisse..... 52
3.4.1	Phänologie der Insektenvorkommen 52
3.4.2	Vergleich Maisäcker und Blühflächen 53
3.4.3	Einfluss von Umweltfaktoren 55
3.5	Diskussion..... 56
3.5.1	Wirksamkeit von Blühflächen 56
3.5.2	Seltene Arten..... 57
3.5.3	Region..... 57
3.5.4	Anzahl Pflanzenarten und Bestäuber..... 57

3.5.5	Alter, Sukzession und Management	58
3.6	Literatur	60
4	Der Einfluss von Blühflächen auf epigäisch lebende Arthropoden	65
4.1	Zusammenfassung/Abstract.....	65
4.2	Einleitung.....	65
4.3	Material und Methoden.....	66
4.4	Ergebnisse.....	67
4.4.1	Alle Arten (nur erster Fangzeitraum).....	67
4.4.2	Laufkäfer (kompletter Fangzeitraum).....	69
4.5	Diskussion.....	71
4.5.1	Positiver Effekt von Blühflächen auf Artenreichtum	72
4.5.2	Eigenschaften von Blühflächen und deren Umgebung.....	73
4.6	Literaturverzeichnis	74
5	Blühflächen: ein Instrument zur Erhöhung der Biodiversität von Vögeln der Agrarlandschaft	79
5.1	Zusammenfassung/Abstract.....	79
5.2	Einleitung.....	80
5.3	Methoden	81
5.3.1	Standorte	81
5.3.2	Umweltvariablen.....	83
5.3.3	Messgrößen.....	84
5.3.4	Statistik und Auswertung.....	85
5.4	Ergebnisse.....	85
5.4.1	Vergleich Acker und Blühfläche: Brutvögel	87
5.4.2	Vergleich Acker und Blühfläche: Winter, Rastvögel	90
5.4.3	Einfluss der Umweltvariablen auf Artenreichtum und Abundanz.....	90
5.5	Diskussion.....	91
5.5.1	Blühflächen erhöhen den Artenreichtum in der Agrarlandschaft.....	91
5.5.2	Blühflächen im Winter.....	95
5.5.3	Größe, Lage und Anteil in der Kulturlandschaft	95
5.5.4	Wald.....	96
5.5.5	Alter der Blühflächen.....	96
5.6	Literatur	97

6	Blühflächen als ein Beitrag zum Feldhamsterschutz (<i>Cricetus cricetus</i>) in Unterfranken.....	103
6.1	Zusammenfassung/Abstract.....	103
6.2	Einleitung.....	103
6.3	Methoden	105
6.3.1	Untersuchungsgebiet.....	105
6.3.2	Flächenauswahl und Habitatcharakteristika	105
6.3.3	Feldhamsterkartierung	108
6.3.4	Auswertung.....	109
6.4	Ergebnisse.....	110
6.5	Diskussion.....	112
6.6	Empfehlungen für die Praxis	113
6.7	Literaturverzeichnis	114
7	Blühflächen als Habitat für Niederwild.....	117
7.1	Zusammenfassung/Abstract.....	117
7.2	Einleitung.....	117
7.3	Methoden	118
7.3.1	Flächenauswahl und Erfassung.....	118
7.3.2	Berücksichtigte Umweltfaktoren	120
7.3.3	Auswertung und Statistik.....	120
7.4	Ergebnisse.....	121
7.4.1	Sichtbeobachtungen: Vergleich Acker und Blühfläche.....	121
7.4.2	Losungszählungen: Einfluss der Umweltfaktoren auf das Vorkommen von Niederwild auf Blühflächen.....	121
7.5	Diskussion.....	122
7.5.1	Blühflächen sind attraktiv für Niederwild	123
7.5.2	Lage und Größe der Blühfläche.....	123
7.6	Literatur	124
8	Der Einfluss von Blühflächen auf den Niederwildbestand in einer intensiv genutzten Agrarlandschaft in Südostbayern	127
8.1	Zusammenfassung/Abstract.....	127
8.2	Einleitung.....	127
8.3	Methoden	128
8.3.1	Auswahl der Landschaften und Erfassung.....	128
8.3.2	Statistik	131

8.4	Ergebnisse.....	131
8.4.1	Vergleich Landschaften ohne Blühflächen und Landschaften mit Blühflächen.....	131
8.4.2	Anzahl Blühflächen und Vorkommen Niederwild.....	134
8.5	Diskussion.....	135
8.5.1	Blühflächen erhöhen den Niederwildbestand in der Landschaft.....	135
8.5.2	Anzahl der Blühflächen beeinflusst das Vorkommen von Niederwild.....	136
8.6	Literatur.....	137
9	Empfehlungen für die Anlage von Blühflächen aus faunistischer Sicht.....	139
9.1	Was können Blühflächen leisten?.....	139
9.2	Was können Blühflächen nicht leisten?.....	141
9.3	Die optimale Blühfläche.....	142
9.4	Blühflächen im Landschaftskontext.....	142
9.5	Literatur.....	144
10	Recommendations for the establishment of sown flower-rich fields from a faunistic point of view.....	145
10.1	What sown flower-rich fields are able to accomplish.....	145
10.2	What sown flower-rich fields are unable to accomplish.....	145
10.3	The ideal sown flower-rich field.....	146
10.4	Sown flower-rich fields in the context of the landscape.....	147
11	Danksagung.....	149

Abbildungsverzeichnis

Seite

Abb. 1: Populationsentwicklung häufiger Vögel in Europa, die Anzahl der Individuen von 1980 wurde auf 100 % gesetzt (aus DRÖSCHMEISTER et al. 2012).	19
Abb. 2: Auf bayerischen Blühflächen fotografierte Insekten und Spinnentiere (Arthropoden). Von links nach rechts: Hainschwebfliege (<i>Episyrphus balteatus</i>), Skorpionsfliege (<i>Panorpa spec.</i>) und Wespenspinne (<i>Argiope bruennichi</i>) mit Beute.	21
Abb. 3: Blühfläche in Oberbayern angelegt 2010, Aufnahmedatum 8.9.2012.	21
Abb. 4: Blühfläche in Niederbayern angelegt 2009, Aufnahmedatum 21.5.2011.....	22
Abb. 5: Räumliche Verteilung der zwischen 2008 und 2010 angelegten Blühflächen in Bayern. Datengrundlage: Zentrale InVeKoS Datenbank 2011.	23
Abb. 6: Wegwarte, <i>Cichorium intybus</i> , Aufnahmedatum 7.7.2011.	23
Abb. 7: Größenverteilung der zwischen 2008 und 2010 angelegten 19.003 Blühflächen. Die mittlere Größe lag bei 1,13 ha. Datengrundlage: Zentrale InVeKoS Datenbank 2011.	24
Abb. 8: Schwalbenschwanz (<i>Papilio machaon</i>) auf Wilder Karde (<i>Dipsacus fullonum</i>), Aufnahmedatum 19.7.2011.	27
Abb. 9: Grundlegende Messgrößen eines Box-and-Whisker-Plots. Dargestellt ist die Differenz der jeweiligen Paare Blühfläche minus Acker.	29
Abb. 10: Zweijährige Blühfläche und der weiterhin als Acker genutzte Teil eines Feldstücks in Oberbayern bei Erding (April 2012 zur Probenahme der Regenwürmer) mit einer Auswahl von Faktoren, die auf die Regenwurmbesiedlung wirken.	34
Abb. 11: Lage der Regenwurm-Untersuchungsflächen in Bayern.	35
Abb. 12: Regenwurmerfassung, Probestelle Acker (links), Probestelle Blühfläche (Mitte), Handauslese auf der Probestelle einer Blühfläche (rechts).	36
Abb. 13: Box-Whisker-Plots zur Differenz zwischen Blühflächen und Ackerflächen für Individuendichte (Abundanz), Biomasse und Artenzahl der Regenwürmer (n=8, gepaarter Wilcoxon-Test), Skalierung der Y-Achse beachten.	37
Abb. 14: Dominanzanteil (%) der juvenilen und adulten Regenwürmer an der Individuendichte (Mittelwerte der acht untersuchten Standorte).	40
Abb. 15: Honigbiene (<i>Apis mellifera</i>), Aufnahmedatum 24.7.2012.....	47
Abb. 16: Lage der 13 Standorte mit Insektenfängen.	49
Abb. 17: Räumliche Anordnung der Fallengruppen am Standort 534 Geiselhöring, Niederbayern, BFI = Fallen auf Blühfläche, Mais(nah) = Fallen im blühflächennahen Maisfeld, Mais(fern) = Fallen im blühflächenfernen Maisfeld.	50
Abb. 18: LINKS: bioform Malaise Falle nach Prof. Bartak in oliver Ausführung. Insgesamt wurden 39 Fallen (3 pro Standort), installiert. Die Fangdose zeigte nach Süden. RECHTS: Bodenfalle mit Abdeckung aus Plexiglas 5 cm über der Oberfläche. Fangflüssigkeit war jeweils ein Glykol-Wassergemisch im Verhältnis von 1:3 mit einem Schuss Spülmittel.	50
Abb. 19: Artenreichtum (oben) und Abundanz (unten) bei Insekten und Spinnentieren in den 6 Fangperioden 2011, BFI = Blühfläche, Mais(nah) = blühflächennaher Maisacker, Mais(fern) = blühflächenferner Maisacker,	

n = 13 Standorte á 3 Fallen, Friedman-Test und nachgeschaltet Wilcoxon-Test für jede Fangperiode, unterschiedliche Buchstaben (a, b) geben signifikante Unterschiede an.....	53
Abb. 20: Arthropoden (Insekten und Spinnentiere), Differenz Arten(reichtum) (links) bzw. Abundanz (Individuen) (rechts), n = 13 Standorte á 3 Fallen, Wilcoxon-Test.	55
Abb. 21: Arthropoden (Insekten und Spinnentiere) Rote Liste Bayern-Arten, Differenz Arten(reichtum) (links) bzw. Abundanz (Individuen) (rechts), BFl = Blühfläche, Mais(nah) = blühflächennahes Maisfeld, Mais(fern) = blühflächenfernes Maisfeld, n = 13 Standorte á 3 Fallen, n.s. = vorgeschalteter Friedman-Test nicht signifikant, Wilcoxon-Test.	55
Abb. 22: Kumulative Artenkurve der Bodenfallenfänge (Insekten und Spinnentiere) für die 13 untersuchten Standorte im ersten Fangzeitraum 13.06.-20.06.2011.	68
Abb. 23: Differenzen der Artenzahl und der Individuensumme der Bodenfallenfänge (Insekten und Spinnentiere) für die 13 untersuchten Standorte im Zeitraum 13.06.-20.06.2011, n.s. = Friedman-Test nicht signifikant.	68
Abb. 24: Differenzen der Artenzahl und der Individuensumme der mit Bodenfallen gefangenen Laufkäfer für die 13 untersuchten Standorte, n.s. = Friedman-Test nicht signifikant.	69
Abb. 25: LINKS: Zugehörigkeit der nachgewiesenen Laufkäferarten der Flächen zu ökologischen Gruppen (AN = „typische Ackerarten“, OS = Arten des Offenlands, PY = phytophage Arten, WO = Wald-Offenlandarten, WA = Waldarten). RECHTS: Mittlerer Anteil der ökologischen Gruppen auf den 13 Untersuchungsflächen.....	71
Abb. 26: Dorngrasmücke (<i>Sylvia communis</i>), Charakterart bayerischer Blühflächen, Foto C. Moning.....	79
Abb. 27: Lage der Aufnahmepunkte der avifaunistischen Erfassung, 40 Äcker und 125 Blühflächen.....	82
Abb. 28: Punkt-Stopp-Zählung, Flächenpaar 618 (Acker) – 218 (Blühfläche) mit Blühfläche 315. Es wurden nur Blühflächen mit Aussaatjahr 2009 kartiert. Für Hypothese 1 wurden Aufnahmeppure (hier 618 und 218), für Hypothese 2 wurden nur die Punkte in Blühflächen (hier 218 und 315) verwendet. Kartengrundlage: digitales Luftbild der Bayerischen Vermessungsverwaltung.....	83
Abb. 29: Die Goldammer (<i>Emberiza citrinella</i>) profitiert von Blühflächen, Foto S. Pfützke.	88
Abb. 30: Brutvögel: Artenreichtum (Artensumme) und Abundanz (Individuensumme) verschiedener Messgrößen, vier Begehungen, dargestellt als Differenzen der n = 40 Flächenpaare (jeweils Blühfläche minus Acker). Wilcoxon-Test, siehe Tab. 24, zur Darstellung siehe WAGNER & VOLZ (2014), Skalierung der Y-Achse beachten.	89
Abb. 31: Rastvögel: Gesamtartenreichtum (Artensumme) und Gesamtabundanz (Individuensumme), zwei Begehungen, dargestellt als Differenzen der n = 40 Paare (jeweils Blühfläche minus Acker), Wilcoxon-Test, siehe (Tab. 25), zur Darstellung siehe WAGNER & VOLZ (2014), Skalierung der Y-Achse beachten.	90
Abb. 32: Blühfläche in Unterfranken angelegt 2010, Aufnahmedatum 19.5.2011.....	93
Abb. 33: Blühfläche in Unterfranken angelegt 2009, Aufnahmedatum 2.5.2011.....	93

Abb. 34: Messung der Vegetationsdichte mit Hilfe der Vegetationshürde, Bildautor Michael Bachl-Staudinger.	105
Abb. 35: Übersichtskarte über die Standorte, Datengrundlage: Topographische Übersichtskarte 1:200.000 (TÜK200) der Bayerischen Vermessungsverwaltung, Maßstab 1:130.000.	106
Abb. 36: Schematische Darstellung des Versuchsdesigns aus BACHL-STAUDINGER (2013), verändert.	107
Abb. 37: Feldhamsterbau in einer Blühfläche, Bildautor Michael Bachl-Staudinger.	109
Abb. 38: Ergebnisse des TukeyHSD-post-hoc-Vergleichs für die Feldhamsterdichte (Mittelwert \pm SE, n = 14) in Abhängigkeit von Flächentyp und Abstand. Unterschiedliche Buchstaben geben statistisch signifikante Unterschiede zwischen den unterschiedlichen Faktorebenen an.	110
Abb. 39: Ergebnisse der linearen Regressionen für die Feldhamsterdichte in Abhängigkeit von a) der Vegetationsdichte, b) dem Anteil an Gräser und c) dem Abstand zu einer Siedlung.	111
Abb. 40: Feldhase (<i>Lepus europaeus</i>), Foto M. Schäf.	119
Abb. 41: Individuen Feldhase und Rehwild. Dargestellt ist die Differenz Blühfläche minus Ackerfläche, n = 40 Paare, Wilcoxon-Test siehe Tab. 30, zur Darstellung der Boxplots siehe WAGNER & VOLZ (2014).	121
Abb. 42: Lage und Namen der sechs Landschaftspaare.	129
Abb. 43: Rehe (<i>Capreolus capreolus</i>) vor einem Brachstreifen, Foto M. Schäf.	129
Abb. 44: Fundpunkte der kartierten Niederwildarten in Perkam im April und November 2012. Grün eingegrenzt ist die Landschaft ohne Blühflächen, orange eingegrenzt ist die Landschaft mit vier Blühflächen aus den Jahren 2009 und 2010. Kartengrundlage: digitales Luftbild der Bayerischen Vermessungsverwaltung.	130
Abb. 45: Fasan, Feldhase und Rehwild im April 2012, dargestellt als Differenzen der n = 6 Paare (jeweils Landschaft mit Blühflächen minus Landschaft ohne Blühflächen), Wilcoxon-Test siehe Tab. 33, zur Darstellung der Boxplots siehe WAGNER & VOLZ 2014.	132
Abb. 46: Fasan, Feldhase und Rehwild im November 2012, dargestellt als Differenzen der n = 6 Paare (jeweils Landschaft mit Blühflächen minus Landschaft ohne Blühflächen). Wilcoxon-Test siehe Tab. 34, zur Darstellung der Boxplots siehe WAGNER & VOLZ 2014.	133
Abb. 47: Blühfläche in Niederbayern mit „Schwarzbrachestreifen“ (rechts), 19.7.2011.	134
Abb. 48: Niederwildbestand (Individuensumme Fasan, Feldhase und Rehwild) in Abhängigkeit von der Anzahl der Blühflächen im April (links) und November (rechts) 2012, n = 6 Landschaften mit Blühflächen, Spearman-Rangkorrelation.	135
Abb. 49: Wichtige Ergebnisse aus Kapitel 2 bis Kapitel 8. Dargestellt sind die gepaarten Werte Blühfläche minus Ackerfläche. Werte > 0 bedeuten, dass Blühflächen einen höheren Wert (z. B. mehr Vogelarten) haben als die Vergleichsäcker. Angegeben sind Signifikanzniveau des Wilcoxon-Tests (p) und Stichprobengröße (n), Skalierung Y-Achse beachten.	140
Abb. 50: Blühfläche in Oberbayern angelegt 2009, Aufnahmedatum 24.7.2011.	143

Tabellenverzeichnis

	Seite
Tab. 1: Englische Begrifflichkeiten aus HAALAND et al. 2011, deutsche Übersetzungen eigen, * = im Original deutsche Bezeichnung.	20
Tab. 2: Anzahl, Größe und Alter beantragter Blühflächen (BFI). Verwendet wurden alle Feldstücke mit FNN 560. *= Blühflächen bis 2008 wurden meist nicht nach dem oben genannten Schema angelegt und werden im Folgenden nicht berücksichtigt, Datengrundlage Zentrale InVeKoS Datenbank 2011.	22
Tab. 3: Festgestellte Pflanzenarten auf fünf Einsaat-Varianten einer Demonstrations-Blühfläche auf dem LfL-Gelände in Freising. Aussaat 2009, Erhebung 2012, Aufnahmen durch J. Kotzi und S. Springer.	25
Tab. 4: Vegetationsaufnahmen auf 10 Blühflächen unterschiedlichen Alters, Einsaat mit 56 Arten der Lebensraum I-Mischung. Erfassung 2005, Daten aus SCHWEIGER (2005).	25
Tab. 5: Einige charakteristische Eigenschaften der Vegetation von Blühflächen in Unterfranken, entnommen aus BACHL-STAUDINGER (2013) und BAUMHOLZER (2014). MW \pm Stabwn = Mittelwert und Standardabweichung, Min. = Minimum, Max. = Maximum, n = 32 Blühflächen.	26
Tab. 6: Im Rahmen des Projekts angefertigte Qualifizierungsarbeiten und einbezogene Partner ohne die beteiligten Institute und Abteilungen der LfL.	28
Tab. 7: Bodenart (nach Bodenschätzungskarte) der untersuchten Standorte und angebaute Kulturen auf der Ackerfläche (Kontrolle) im Untersuchungsjahr der Regenwürmer sowie im Vorjahr.	36
Tab. 8: Individuendichte und Biomasse der Regenwürmer für die acht untersuchten Standorte (je Standort jeweils Mittelwerte von 3 Wiederholungen mit Standardabweichung).	37
Tab. 9: Erfasste Regenwurmartens (adulte, Individuen/m ²) der acht untersuchten Standorte (A: Acker, B: Blühfläche).	38
Tab. 10: Lebensformen der Regenwürmer (nach Dunger 2008).	39
Tab. 11: Individuen und Biomasse für die ökologischen Lebensformen der Regenwürmer (Mittelwerte der acht untersuchten Standorte).	39
Tab. 12: Bezeichnung und Gaus-Krüger-Koordinaten der Fallengruppen. Nutzung BFI = Blühfläche, Mais(nah) = blühflächennahes Maisfeld, Mais(fern) = blühflächenfernes Maisfeld, Koordinaten aus ArcMap 10 (Koordinatensystem: DHDN_3_Degree_Gauss_Zone_4).	48
Tab. 13: Leerungsintervalle der Malaise- und Bodenfallenfänge.	49
Tab. 14: Experten Tierbestimmung.	51
Tab. 15: Im Projekt faunistische Evaluierung von Blühflächen auf Blühflächen in Bayern nachgewiesene Tierarten Stand 19.11.2013. Die Artenzahl wird sich vor allem bei den Zweiflüglern noch erhöhen. * = z.B. Ameise (Formicidae) etc.	52
Tab. 16: Artenreichtum und Abundanz aller in Malaisefallen gefangener Arthropoden (Insekten und Spinnentiere). mw = Mittelwert \pm Standardabweichung, Mais(fern) = blühflächenfernes Maisfeld, Mais(nah) = blühflächennahes Maisfeld, BFI = Blühfläche, n = 13 Standorte á 3 Fallen.	54

Tab. 17: Rote Liste Bayern: Artenreichtum und Abundanz der in Malaisefallen gefangenen Arthropoden (Insekten und Spinnentiere) der Rote Liste Bayerns. mw = Mittelwert \pm Standardabweichung, BFl = Blühfläche, Mais(nah) = blühflächennahes Maisfeld, Mais(fern) = blühflächenfernes Maisfeld, n = 13 Standorte á 3 Fallen.....	54
Tab. 18: Einfluss von Umweltvariablen auf Artenreichtum und Abundanz aller Arten, Schwebfliegen, Bestäubern und Rote Liste Arten. Methode = „Poisson“, n = 13 Blühflächen, p = Modellgüte (intercept), (*) = $p < 0,1$, * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$, *** = $p < 0,001$, + = positiver Einfluss, - = negativer Einfluss, wenn kein Zeichen, dann nicht signifikant. Die Region als Klassenvariable hat keine Richtung.	56
Tab. 19: Artenzahl und Individuensumme der mit Bodenfallen erfassten Tiergruppen an den 13 untersuchten Standorten im ersten Fangzeitraum vom 13.06.-20.06.2011.....	67
Tab. 20: Einfluss von Umweltvariablen (Region, Größe Blühflächen, Ackerflächen im 500 m-Radius) auf Artenreichtum und Abundanz aller Arten und Laufkäfer, n = 13 Blühfläche, p = Modellgüte (intercept), gerechnetes Modell = glm, (+) = $p < 0,1$, + = $p < 0,05$, ++ = $p < 0,01$, + = positiver Einfluss, wenn kein Zeichen, dann nicht signifikant.....	69
Tab. 21: Arten mit Erwähnung in der Rote Liste Bayerns (LORENZ 2003), Arten/Individuen.....	71
Tab. 22: Überblick über die vier Brutvogel- und die beiden Rastvogel-Begehungen. Eine Begehung dauerte zehn Personentage.....	82
Tab. 23: Erfasste Vogelarten und -individuen bei 4 Begehungen zur Brutzeit und 2 Begehungen im Winterhalbjahr. Agrarvogelindex nach EBCC (2013), Rote Liste der gefährdeten Vogelarten Bayerns mit Status 1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, V = Art der Vorwarnliste (FÜNFSTÜCK et al. 2003).....	86
Tab. 24: Brutvögel: Artenreichtum (Artensumme) und Abundanz (Individuensumme) aller Arten, Arten des Agrarvogelindex, Arten der Rote Liste (RL) Bayern, alle Individuen, Individuen des Agrarvogelindex, Individuen der Rote Liste (RL) Bayern und ausgewählter Arten. Vier Begehungen, nichtparametrischer Wilcoxon-Test für zwei verbundene Stichproben, FDR = p-Wert Korrektur mit der „false detection rate“-Methode für die 14 Arten, n = 40 Paare (Acker minus Blühfläche), Med = Median, signifikante Ergebnisse sind durch Fettdruck hervorgehoben.....	88
Tab. 25: Rastvögel, Artenreichtum (Artensumme) und Abundanz (Individuensumme), zwei Begehungen, nichtparametrischer Wilcoxon-Test für zwei verbundene Stichproben, n = 40 Flächenpaare (Acker-Blühfläche), Med = Median.....	90
Tab. 26: Gemischte Lineare Modelle (lmer) für 8 Messgrößen, (+),(-) = Umweltvariable mit Tendenz auf dem Niveau $p < 0,1$, +,- = Umweltvariable signifikant auf dem Niveau $p < 0,05$, ++,-- = Umweltvariable signifikant auf dem Niveau $p < 0,01$, + und - zeigen jeweils die Richtung des Einflusses an.....	91
Tab. 27: Habitatcharakteristika der Blühflächen auf (A) lokaler (n = 32) und (B) Landschaftsebene (n = 33).....	108
Tab. 28: Ergebnisse des gemischten linearen Modells zu den Effekten des Flächentyps (Blühfläche vs. Kontrolle), Abstands (Distanz zur Blüh- bzw.	

	Kontrollfläche, 0 m vs. 50 m vs. 100 m vs. 150 m vs. 200 m) und deren Interaktion auf die Feldhamsterbaudichte (Baue/ha).....	111
Tab. 29:	Präsenz und durchschnittliche Besiedlungsdichte von Feldhamstern auf 33 Blühflächen in Abhängigkeit der Größe (< bzw. > 1 ha).	111
Tab. 30:	Individuen Niederwildarten mit mind. 6 Sichtbeobachtungen (Nachweise) auf x der 40 Paare. Mw = Mittelwert, Med = Median, BFI = Blühfläche, A = Acker, n = 40 Paare (Blühfläche minus Acker), Wilcoxon-Test, bei p < 0,05 signifikant verschieden.	121
Tab. 31:	Anzahl Blühflächen (BFI) und Anzahl gefundener Losungen (Abundanz), n = 125 Blühflächen. Bei weniger als 6 Blühflächen mit Nachweisen erfolgte keine Berechnung eines linearen gemischten Modells.....	122
Tab. 32:	Lineares gemischtes Modell (lmer) für alle Arten mit mind. 6 Fundorten und der Gesamtlosungsabundanz. Region = Zufallsfaktor, Methode = „Poisson“, R ² = Bestimmtheitsmaß des Modells, n = 125 Blühflächen, Effekt (*) = p < 0,1 (Tendenz), * = p < 0,05, ** = p < 0,01, *** = p < 0,001, + = positiver Einfluss, - = negativer Einfluss.	122
Tab. 33:	Vorkommen von Fasan, Feldhase und Rehwild im April 2012. BFI = Blühflächen, Diff. = Differenz, n = 6 Flächenpaare, Wilcoxon-Test.	132
Tab. 34:	Vorkommen von Fasan, Feldhase und Rehwild im November 2012. BFI = Blühfläche, Diff = Differenz, n = 6 Flächenpaare, Wilcoxon-Test.	133
Tab. 35:	Niederwildbestand (Summe Fasan, Feldhase und Rehwild) in Abhängigkeit von der Anzahl der Blühflächen (BFI) im April und November 2012, Spearman-Rangkorrelation.	134
Tab. 36:	Merkmale einer optimalen Blühfläche. Fett dargestellt sind eigene Ergebnisse, nicht fett bedeutet aus der Literatur entnommen, Details finden sich in den jeweiligen Kapiteln.	141
Tab. 37:	Characteristics of an ideal sown flower-rich field; the own results are printed bold, results from literature are printed regular, for details see the respective chapters.....	146

1 Das Projekt „Faunistische Evaluierung von Blühflächen“

Christian Wagner, Harald Volz

1.1 Zusammenfassung/Abstract

Landwirtschaftliche Nutzung prägt seit Jahrtausenden die mitteleuropäische Landschaft und viele Tierarten haben sich daran angepasst. Seit Mitte des 20. Jahrhunderts findet allerdings ein umfassender Wandel in der Landnutzung mit einem starken Rückgang des Artenreichtums (Diversität) statt.

Die Gemeinsame Agrarpolitik der EU (GAP) versucht dem Artenrückgang in der Agrarlandschaft entgegen zu steuern. Auf bayerischer Ebene wird im Kulturlandschaftsprogramm die Maßnahme „Blühflächen“ angeboten. Blühflächen sind Ackerflächen, die mit artenreichem Saatgut eingesät wurden und auf denen in den folgenden fünf Jahren kein Eingriff erfolgt. Im Jahr 2011 waren in Bayern 20.390 Blühflächen auf 24.416 Hektar gemeldet.

Inwieweit die Maßnahme zur Steigerung des faunistischen Artenreichtums beiträgt, war bisher wenig bekannt und wurde deswegen von November 2010 bis Dezember 2013 in einem Forschungsvorhaben „Faunistische Evaluierung von Blühflächen“ untersucht. Als zentrale Projektziele wurde die Beantwortung folgender Fragen festgelegt:

1. Erhöhen Blühflächen die Biodiversität (Artenreichtum, Abundanz) in der Agrarlandschaft?
2. Wie müssen Blühflächen geschaffen sein, damit sie einen möglichst großen faunistischen Effekt haben?

Im Rahmen des Projekts konnten verschiedene Kooperationen eingegangen werden aus denen sieben Qualifizierungsarbeiten zu Boden, Schwebfliegen, Bienen, Feldhamstern und Niederwild hervorgingen.

The project ‘faunistic evaluation of sown flower-rich fields’

For thousands of years agricultural land use has shaped the central-European landscape, and numerous animal species have adapted to it. Since the middle of the 20th century, however, a very comprehensive change of the land use has instigated a strong decline of species diversity.

The common agricultural policy of the EU (CAP) intends to counteract the species decline in the agricultural landscape. In Bavaria the “Kulturlandschaftsprogramm“ (cultural landscape programme) includes the measure “sown flower-rich fields“. These sites are agricultural fields which have been sown using species-rich seed material, with no interference taking place over the next five years. In the year 2011 in Bavaria 20,390 fields have been registered on an area of 24,416 ha.

In order to investigate how far this measure contributes to an increasing faunistic species diversity a research project 'Faunistic evaluation of sown flower-rich fields' was conducted from November 2010 until December 2013. The research aimed to give answers to the following central questions:

1. Do sown flower-rich fields increase biodiversity (species richness, abundance) in the agricultural landscape?
2. How should sown flower-rich fields be designed in order to be faunistically most effective?

In the context of the project different cooperations could be launched which led to seven theses on soil, hoverflies, bees, common hamsters, and small game.

1.2 Biodiversität und Landwirtschaft

Als Biodiversität oder biologische Vielfalt wird die Variabilität unter lebenden Organismen verstanden. Sie umfasst die Vielfalt innerhalb der Arten und zwischen den Arten sowie die Vielfalt der Ökosysteme, wobei im Rahmen dieser Veröffentlichung der Fokus auf der Vielfalt der Arten, also in erster Linie dem Artenreichtum, und der Vielfalt der Individuen, also der Abundanz (Anzahl Individuen), liegt. Die Erhaltung und nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt gelten als wichtige Grundlagen für das menschliche Wohlergehen (BMU 2007).

Landwirtschaftliche Nutzung prägt seit Jahrtausenden und – seit dem Mittelalter – in stark zunehmendem Maße große Teile der mitteleuropäischen Landschaften (BIGNAL & MCCrackEN 2000, KÜSTER 1997, KLEIJN et al. 2006, POSCHLOD et al. 2005, TSCHARNTKE et al. 2005). Zum Beispiel waren mit Stand 2011 44,6 Prozent der Fläche Bayerns landwirtschaftlich genutzte Fläche (STMELF 2013a). Im Laufe der Jahrtausende haben sich viele Arten an die extensive Bewirtschaftung angepasst. Es entwickelten sich mit einem Maximum im 19. Jahrhundert zwar anthropogen beeinflusste oder überprägte, aber artenreiche Ökosysteme (BIGNAL & CRACKEN 2000, KLEIJN et al. 2006, POSCHLOD et al. 2005, WOOD & LENNÉ 1999). Folglich ist ein Großteil der Strukturen, Habitate und Arten, die den Artenreichtum in unserer Kulturlandschaft bestimmen, auf traditionelle Landnutzungsformen zurück zu führen (BIGNAL & CRACKEN 2000, HENLE et al. 2008, KLEIJN et al. 2006).

Nach dem Zweiten Weltkrieg wandelte sich die Landnutzung umfassend. Sowohl auf Landschaftsebene, durch intensive Inanspruchnahme vormals artenreicher, extensiv genutzter Habitate, als auch lokal, auf den landwirtschaftlichen Flächen durch den in vielen Ausprägungen von statten gehenden agrarstrukturellen Wandel, fand ein dramatischer Rückgang des Artenreichtums in der Agrarlandschaft statt (unter anderem: BIGNAL & MCCrackEN 2000, DO-G & DDA 2012, HAALAND et al. 2011, HENLE et al. 2008, KLUSER & PEDUZZI 2007, MACDONALD et al. 2007, POLASZEK et al. 1999, POSCHLOD et al. 2005, SUDFELDT et al. 2009, TSCHARNTKE et al. 2005, VAN BUSKIRK & WILL 2004, WINFREE et al. 2009). Die besondere Verantwortung der Landwirtschaft für den Rückgang des Artenreichtums zeigen zum Beispiel die Ergebnisse des Monitorings von Vögeln in Europa (Abb. 1). Während bei häufigen europäischen Waldvögeln keine Veränderung zu erkennen ist, ist in den letzten 30 Jahren jeder zweite Vogel aus der Agrarlandschaft verschwunden (DRÖSCHMEISTER et al. 2012)

Eine Reaktion auf den weltweiten Rückgang der Biodiversität ist das Übereinkommen über die biologische Vielfalt (Convention on Biological Diversity, CBD), das auf der Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung (UNCED) 1992 in Rio de Janeiro beschlossen wurde. Artikel sechs des Übereinkommens sieht vor, dass die Vertragsparteien nationale Strategien zur Erhaltung und nachhaltigen Nutzung der biologischen Vielfalt entwickeln. Da für die Bundesregierung die Erhaltung der biologischen Vielfalt eine hohe

Priorität hat, formulierte sie, eingebettet in ihrer 2007 veröffentlichten Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt, das ehrgeizige Ziel, bis zum Jahr 2020 die Biodiversität in Agrarökosystemen deutlich zu erhöhen. Schon 2015 sollen die Populationen der Mehrzahl der wildlebenden Arten, die für die agrarisch genutzte Kulturlandschaften typisch sind, gesichert sein und wieder zu nehmen (BMU 2007).

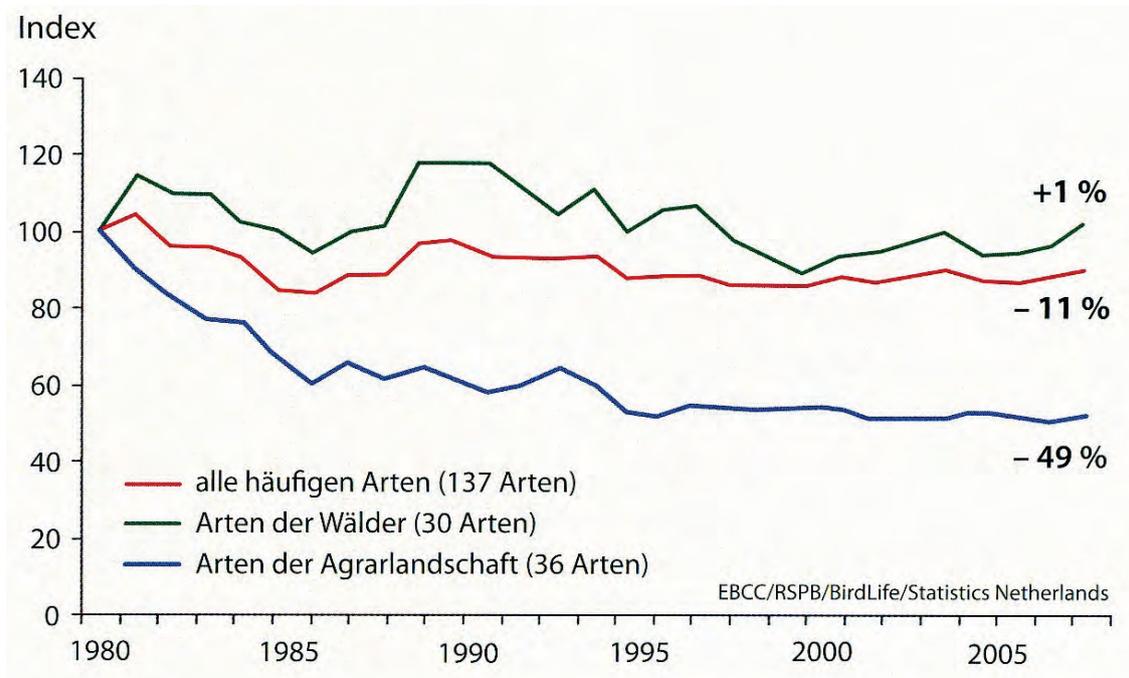


Abb. 1: Populationsentwicklung häufiger Vögel in Europa, die Anzahl der Individuen von 1980 wurde auf 100 % gesetzt (aus DRÖSCHMEISTER et al. 2012).

Die Gemeinsame Agrarpolitik der EU (GAP) versucht dem Artenrückgang speziell in der Agrarlandschaft entgegen zu steuern. Dazu erfolgte in den frühen 1980er Jahren die Etablierung von Agrarumweltmaßnahmen (AUM, AES) mit dem Ziel, einen Ausgleich für Einkommensverluste für die Landwirte aufgrund umweltbewusster Nutzungsformen zu schaffen. Mit den weiteren Reformen der Gemeinsamen Agrarpolitik wurden die Agrarumweltmaßnahmen ausgeweitet und fortentwickelt (HENLE et al. 2008). Die neue Förderperiode von 2014 bis 2020 wird zu einer Neuausrichtung der Gemeinsamen Agrarpolitik führen. Zentral wird sein, dass 30 Prozent der Direktzahlungen aus der ersten Säule an eine sogenannte Ökologisierung gebunden sind. Dazu gehören die Erhaltung von Dauergrünland, eine Anbaudiversifizierung und das Bereitstellen von ökologischen Vorrangflächen auf mindestens fünf Prozent der Betriebsfläche. Diese sollen zum Beispiel Ackerränder, Hecken, Bäume, Brachflächen, Landschaftselemente, Biotope, Pufferstreifen und Aufforstungsflächen umfassen (BMELF 2013, STMELF 2013b).

Bayern leistet mit seinen 20.000 Hektar Blühflächen einen Beitrag zum Übereinkommen über die biologische Vielfalt und der Gemeinsamen Agrarpolitik der Europäischen Union.

1.3 Blühflächen, eine Agrarumweltmaßnahme in Bayern

Blühflächen beziehungsweise vor allem Blühstreifen wurden seit den 1990er Jahren in mehreren europäischen Ländern als Agrarumweltmaßnahme mit dem Ziel, den Artenreichtum zu erhöhen, eingeführt (HAALAND et al. 2011). Gemeinsam ist ihnen, dass eine Samenmischung auf Ackerland ausgebracht wird. Die Streifenbreite, die Standdauer, das verwendete Saatgut (Wildblumen, Kulturarten, Gräser) und das Management (Mahd, Mulchen, Brache) der Streifen oder Flächen variieren zwischen den einzelnen Ländern und den Förderperioden (HAALAND et al. 2011). Auch gibt es keine einheitliche Benennung der Maßnahme (Tab. 1).

Tab. 1: Englische Begrifflichkeiten aus HAALAND et al. 2011, deutsche Übersetzungen eigen, * = im Original deutsche Bezeichnung.

Englisch	Übersetzung
sown wildflower strips	gesäte Wildblumenstreifen
sown grass margins	gesäte Grasränder
wildflower resource patches	Wildblumen-Ressourcenflecken
flowering strips	blühende Streifen
flowering plant strips	blühende Pflanzenstreifen
artificial flower-rich margins	angelegte blütenreiche Ränder
sown weed strips	gesäte Grasstreifen
improved field margins	aufgewertete Feldränder
sown field margins strips	gesäte Feldrandstreifen
wildlife seed mixture margins	Wildtier-Saatmischungsränder
sown flower-rich fields*	Blühflächen*

Im Bayerischen Kulturlandschaftsprogramm – Teil A (KULAP-A) wird für die Förderperiode 2007-2013 die Maßnahme „Agrarökologische Ackernutzung und Blühflächen“ angeboten. Ziele dieser agrarökologischen Maßnahme sind:

- Förderung des Artenreichtums (Biodiversität),
- Schaffung neuer Lebens- und Rückzugsräume für Tiere und Pflanzen,
- Nahrungsangebot für Bienen über die gesamte Vegetationsperiode,
- Stärkung des Biotopverbunds,
- artenreiche Vegetation aus Kulturpflanzen und Wildpflanzen heimischer Herkunft,
- ganzjähriger Bodenschutz,
- Schutz von Oberflächen- und Grundwasser,
- Förderung von Nützlingen und deren regulativen Funktionen im Agrarraum,
- Erhöhung des Erholungswerts der Kulturlandschaft (STMELF 2010, STMELF 2011, WAGNER 2013).

Die bayerischen Blühflächen sind dem Namen entsprechend keine Streifen, sondern gesamte Feldstücke oder Teile derselben mit einer durchschnittlichen Größe von 1,2 Hektar beziehungsweise 1,13 Hektar (Tab. 2). Sie können mit geringem organisatorischen Auf-

wand im Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystem (Zentrale InVeKoS Datenbank), das die Grundlage für die Förderung bildet, kodiert werden (Flächennutzungscode: FNN 560 „Stillgelegte Ackerflächen i.R. von AUM“).



Abb. 2: Auf bayerischen Blühflächen fotografierte Insekten und Spinnentiere (Arthropoden). Von links nach rechts: Hainschwebfliege (*Episyrphus balteatus*), Skorpionsfliege (*Panorpa spec.*) und Wespenspinne (*Argiope bruennichi*) mit Beute.



Abb. 3: Blühfläche in Oberbayern angelegt 2010, Aufnahmedatum 8.9.2012.

Blühflächen wurden nach untenstehenden Kriterien vor allem von 2008 bis 2010 angelegt. Für die Bewilligung einer Blühfläche wurde von den Fachzentren Agrarökologie jeweils ein spezielles agrarökologisches Konzept erstellt. In den Konzepten wurden die Rahmenbedingungen vor allem für die Aussaat zum Beispiel mehrerer Saatgutmischungen, die eventuelle Anlage von Schwarzbrachestreifen und die Beschränkung von Pflegeeingriffen zum Beispiel auf die mögliche Mahd eines Streifens zum benachbarten Acker, festgelegt. Die Samenmischungen sollen eine abwechslungsreiche Struktur bei langer und hoher Blühdauer garantieren und über mehrere Jahre nicht nur im Sommer, sondern auch nach den ersten Frösten ausreichend Deckung bieten (STMELF 2011). In den fünf Jahren Laufzeit wurden und werden die Flächen mit wenigen Ausnahmen wie zum Beispiel der regelmäßigen Bearbeitung der Schwarzbrachestreifen nicht bewirtschaftet oder gepflegt. Es durfte beziehungsweise darf keine Bodenbearbeitung und keine Düngung oder Pflanzenschutzmaßnahme erfolgen. Je Betrieb wurden maximal fünf Hektar Blühflächen genehmigt (STMELF 2011, WAGNER 2013).

*Tab. 2: Anzahl, Größe und Alter beantragter Blühflächen (BFI). Verwendet wurden alle Feldstücke mit FNN 560. *= Blühflächen bis 2008 wurden meist nicht nach dem oben genannten Schema angelegt und werden im Folgenden nicht berücksichtigt, Datengrundlage Zentrale InVeKoS Datenbank 2011.*

Antragsdatum	Anzahl beantragter BFI	Gesamtfläche BFI in ha	Durchschn. Größe BFI in ha
bis 2008*	1.383	2.846	2,06
2008	2.508	5.008	2,00
2009	3.726	3.922	1,05
2010	12.773	12.640	0,99
Summe	20.390	24.416	
Durchschnitt			1,20
Summe 2008-2010	19.007	21.570	
Durchschnitt 2008-2010			1,13

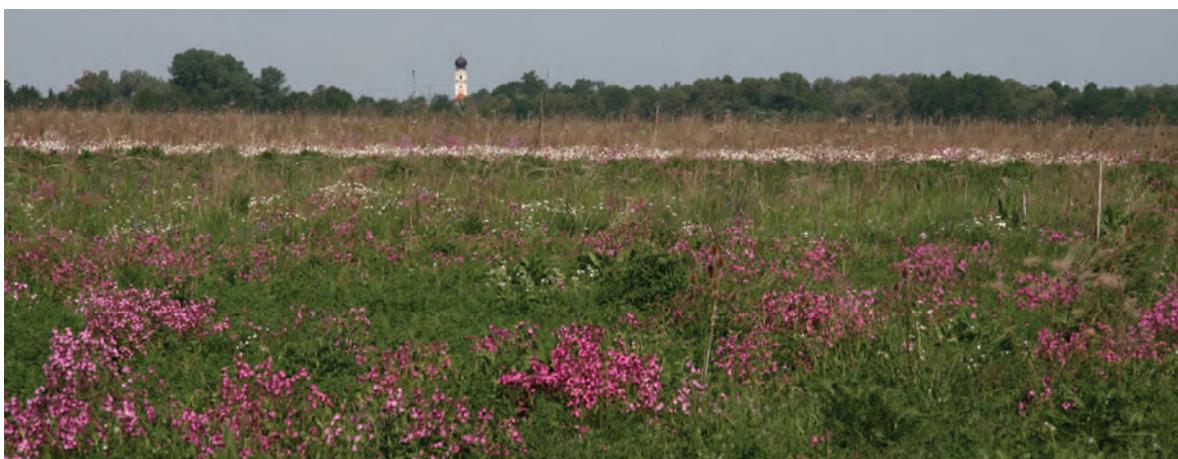


Abb. 4: Blühfläche in Niederbayern angelegt 2009, Aufnahmedatum 21.5.2011.

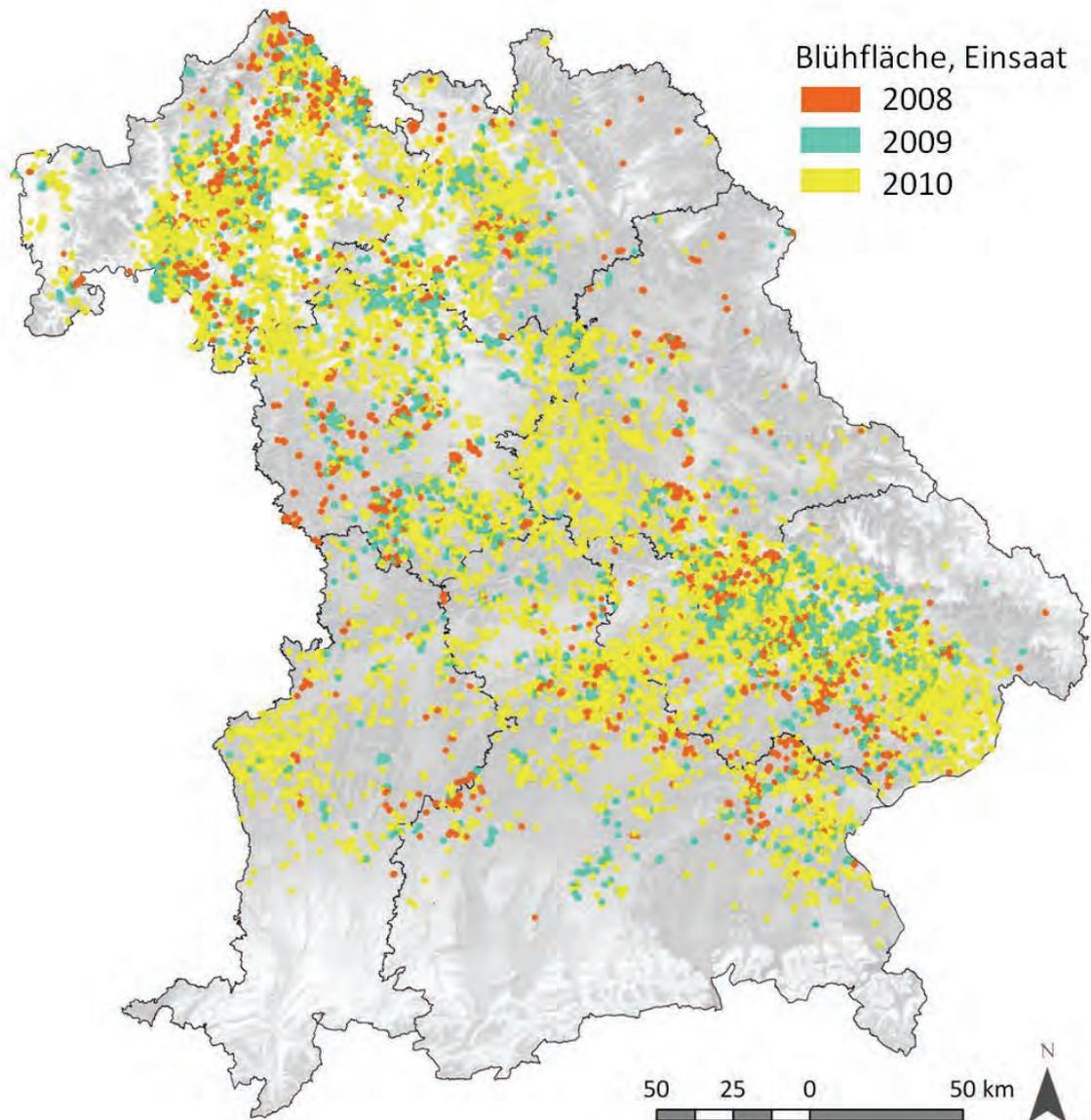


Abb. 5: Räumliche Verteilung der zwischen 2008 und 2010 angelegten Blühflächen in Bayern. Datengrundlage: Zentrale InVeKoS Datenbank 2011.



Abb. 6: Wegwarte, *Cichorium intybus*, Aufnahmedatum 7.7.2011.

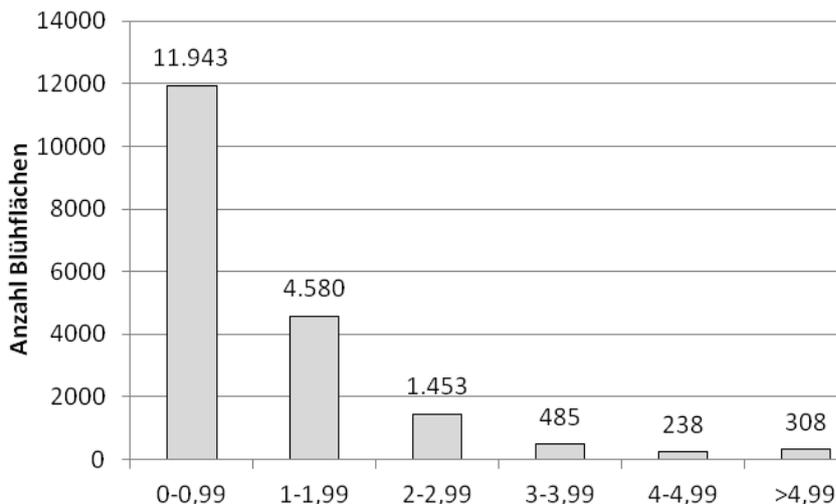


Abb. 7: Größenverteilung der zwischen 2008 und 2010 angelegten 19.003 Blühflächen. Die mittlere Größe lag bei 1,13 ha. Datengrundlage: Zentrale InVeKoS Datenbank 2011.

1.4 Charakteristika der Vegetation von Blühflächen

Die Vegetationsausprägung von Blühflächen ist nicht zuletzt von Vornutzung, Samenmischung, Etablierungsmethode, Alter, Standort und Naturraum abhängig (z. B. BOATMEN et al. 2005, CRITCHLEY & FOWBERT 2000, LEPŠ et al. 2007, TSCHARNTKE et al. 2011). Blühfläche ist also nicht gleich Blühfläche. Trotzdem wurde die Vegetation beziehungsweise Vegetationsstruktur von Blühflächen in Bayern bisher nur in Ausnahmefällen untersucht.

WIELAND (2012) nahm 2011 auf dreizehn im Jahr 2009 eingesäten Blühflächen in Unterfranken und Niederbayern die Vegetation auf und erfasste in drei Begehungen Mitte Juni, Mitte Juli und Mitte August entlang eines Transekts mit zwei Metern Breite auf jeweils 150 Quadratmeter alle blühenden Pflanzenarten. Im Mittel konnte er über den Jahresverlauf $32,6 \pm 4,4$ blühende Pflanzenarten pro Blühfläche bestimmen. Minimal stellte er 26, maximal 41 blühende Arten fest (WIELAND 2012).

Auf einer 2009 angelegten Demonstrations-Blühfläche auf dem Gelände der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) in Freising erfolgte durch Jutta Kotzi und Siegfried Springer 2012 eine Erfassung der Vegetation von fünf Saatgutmischungen (Tab. 3). Pro Variante wurde auf jeweils drei Kreisen mit Radius 1,5 Meter nach Braun-Blanquet die Vegetation aufgenommen. Am Rand der Kreise vorkommende Arten wurden ebenfalls notiert. Von den ausgesäten Arten konnten nach drei Jahren zwischen 18 und 35,7 Prozent wieder gefunden werden. Insgesamt wurden auf den fünf Varianten, bei einem Mittelwert von $23,2 \pm 5,8$ Arten, zwischen 16 und 31 Arten bestimmt.

SCHWEIGER (2005) fand auf zehn Blühflächen unterschiedlichen Alters im Mittel $46,4 \pm 9,2$ Arten (Tab. 4). Von den 56 gesäten Arten der damaligen Lebensraum I-Mischung konnten im Mittel 48,9 Prozent wieder gefunden werden. Die Anzahl der nachgewiesenen Arten war vor allem von der Gesamtgröße der Vegetationsaufnahme abhängig (Kolmogorow-Smirnov-Test für Faktoren $p > 0,06$, Pearson-Korrelation, $R^2 = 0,87$, $p < 0,01$). Eine Aussage über den Einfluss des Alters auf die Gesamtartenzahl oder den Anteil

der von den ausgesäten Arten noch nachweisbaren Arten, lassen die Daten nicht zu (SCHWEIGER 2005).

Bayerische Blühflächen lassen sich somit von ihrem Artenreichtum mit bayerischem Grünland vergleichen. Dort kommen im Durchschnitt je 25 Quadratmeter-Aufnahme 19,4 Arten (KUHNS et al. 2011), beziehungsweise 27,4 Arten auf 49 Quadratmeter vor (HEINZ & KUHNS 2008). Auf bayerischen Äckern werden mit im Mittel zehn Pflanzenarten auf 250 Quadratmeter vergleichsweise deutlich weniger Arten gefunden (HEINZ & KUHNS 2008).

Tab. 3: *Festgestellte Pflanzenarten auf fünf Einsaat-Varianten einer Demonstrations-Blühfläche auf dem LfL-Gelände in Freising. Aussaat 2009, Erhebung 2012, Aufnahmen durch J. Kotzi und S. Springer.*

Mischung	2009	2012			
	Anz. Arten Saatgut	Anz. Arten kartiert	Anz. Arten aus Saatgut	% Arten aus Saatgut	Anz. Arten neu
Bienenweide	49	26	14	28,6	12
Lebensraum I	54	26	17	31,5	9
Wildacker	50	16	9	18,0	7
Blühende Landschaft	33	17	8	24,2	9
Wildgemüse	56	31	20	35,7	11

Tab. 4: *Vegetationsaufnahmen auf 10 Blühflächen unterschiedlichen Alters, Einsaat mit 56 Arten der Lebensraum I-Mischung. Erfassung 2005, Daten aus SCHWEIGER (2005).*

Anlage Jahr	Anzahl Arten				%	m ²
	Kulturarten gesät	Wildarten gesät	Spontane Arten	Gesamtartenzahl	Arten aus Saatgut (56 Arten)	Größe Vegetationsaufnahme
2002	17	2	20	39	33,9	75
2002	26	7	38	71	58,9	225
2003	20	8	21	49	50,0	112,5
2003	19	9	22	50	50,0	100
2003	18	7	16	41	44,6	50
2003	26	7	11	44	58,9	25
2004	19	8	11	38	48,2	100
2004	20	8	21	49	50,0	100
2004	21	9	12	42	53,6	50
2005	10	13	18	41	41,1	50
Mittelwert				46,4 ± 9,17	48,94 ± 7,28 %	

In Unterfranken wurden Vegetationsparameter von 32 Blühflächen aufgenommen (Tab. 5) (BACHL-STAUDINGER 2013, BAUMHOLZER 2014). Eine typische Blühfläche hat demnach eine mittlere Vegetationshöhe von 74,7 Zentimeter und eine maximale Vegetationshöhe von 122,5 Zentimeter. Mit 10,2 Prozent offenem Boden finden sich trotz hoher Streuauf-

ge dimensionsähnliche Werte wie im Grünland (7,2 %, KUHN et al. 2011). Die Vegetation ist mit 88,5 Prozent Deckung krautdominiert, während im Grünland natürlicherweise Gräser dominieren und dort einen Ertragsanteil von 73,1 Prozent erreichen (KUHN et al. 2011).

Tab. 5: *Einige charakteristische Eigenschaften der Vegetation von Blühflächen in Unterfranken, entnommen aus BACHL-STAUDINGER (2013) und BAUMHOLZER (2014). MW ± Stabwn = Mittelwert und Standardabweichung, Min. = Minimum, Max. = Maximum, n = 32 Blühflächen.*

Parameter		MW ± Stabwn	Min.	Max.	Einheit	
mittlere Vegetationshöhe		74,7 ± 12,0	41,3	97,5	cm	Durchschnittliche Höhe der Vegetation
maximale Vegetationshöhe		122,5 ± 19,1	77,3	163,8	cm	Maximale Höhe der Vegetation
Vegetationsbedeckung gesamt 100 %	offener Boden	10,2 ± 6,1	1,3	27,0	%	Anteil von offenem Boden an der Bedeckung
	Streu	14,8 ± 8,3	4,0	35,0	%	Anteil Streu an der Bedeckung
	grünbedeckt	75,0 ± 12,7	51,8	93,5	%	Anteil von aktiver Vegetation an der Bedeckung
Vegetationscharakteristik gesamt 100 %	Gräser	11,5 ± 14,7	0,0	52,9	%	Anteil von Gräsern an der Vegetation
	Kräuter	88,5 ± 14,7	47,1	100,0	%	Anteil von Kräutern an der Vegetation

1.5 Ziele des Projekts

Blühflächen haben keine halbnatürliche oder kulturhistorische Entsprechung in der Agrarlandschaft. Vor den 1990er Jahren lag der Fokus von Agrarumweltmaßnahmen vor allem auf der Anlage oder der Erhaltung halbnatürlicher Habitate. Erst seitdem wurden die Maßnahmen Blühstreifen und -flächen entwickelt und etabliert. Vor allem in der Schweiz und in Deutschland wurde und wird bei Blühstreifen und -flächen auf die Zugabe von Grassamen verzichtet. Schon allein deswegen sind sie kaum mit blütenreichen Wiesen vergleichbar. Auch Hochstaudenfluren sind von Struktur und Artenzusammensetzung deutlich verschieden. Blühflächen sind also Landschaftselemente, wie sie bisher nicht bekannt waren.

Außer den faunistischen Begleituntersuchungen zu den Projekten „Lebensraum Brache“, Wildtierfreundliche Maßnahmen im Agrarbereich und „Mit Biotopverbund in die Kulturlandschaft des neuen Jahrtausends, Lebensraumgestaltung mit Pflanzen aus definierter regionaler Herkunft“, bei denen das Hauptaugenmerk aber auf der Maßnahmenetablierung lag und bei denen auf eine statistische Auswertung der faunistischen Daten in der Mehrheit verzichtet wurde (BÖRNER 2007, DEGENBECK 2004/05, DEGENBECK et al. 2005, KINSER 2011, STUMPF 2005, TILLMANN 2010), sowie dem Forschungsvorhaben „Energetische

Verwertung von kräuterreichen Ansaaten in der Agrarlandschaft und im Siedlungsbereich“ (Energie aus Wildpflanzen), das die Entwicklung einer ökonomisch gleichwertige Alternative zum Mais für die Biogasverwertung zum Ziel hatte (VOLLRATH et al. 2012), liegen keine Forschungsergebnisse zum angestrebten faunistischen Nutzen artenreicher Wildblumenmischungen vor.

Die Projektfinanzierung erfolgte durch das Bayerische Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (StMELF) und aus Mitteln der Bayerischen Jagdabgabe. Als zentrale Projektziele wurde die Beantwortung folgender Fragen festgelegt:

1. Erhöhen Blühflächen den Artenreichtum in der Agrarlandschaft (Evaluierung)? Kurz gefasst kann man sagen: Sind die KULAP-Mittel gut angelegt?
2. Wie müssen Blühflächen geschaffen sein, dass sie einen möglichst großen faunistischen Effekt haben (Optimierung)?

Mit Beantwortung dieser Fragen sollen auch Empfehlungen für Flächenauswahl und Konzeptoptimierung für den nächsten EU-Förderzeitraum 2014-2020 ausgesprochen werden.

1.6 Kooperationen und Partner

Im Rahmen des Projekts konnten Kooperationen mit der Hochschule-Weihenstephan-Triesdorf (HSWT), der Technischen Universität Dresden (TUD), der Technischen Universität München (TUM) und der Julius-Maximilians-Universität Würzburg (JMU) eingegangen werden. In Zusammenarbeit mit den wissenschaftlichen Einrichtungen und verschiedenen Instituten und Abteilungen der Landesanstalt für Landwirtschaft entstanden sieben Qualifizierungsarbeiten zu Boden, Schwebfliegen, Bienen, Feldhamster und Niederwild (siehe Tab. 6).



Abb. 8: Schwalbenschwanz (*Papilio machaon*) auf Wilder Karde (*Dipsacus fullonum*), Aufnahmedatum 19.7.2011.

Tab. 6: Im Rahmen des Projekts angefertigte Qualifizierungsarbeiten und einbezogene Partner ohne die beteiligten Institute und Abteilungen der LfL.

Name	Jahr	Typ	Titel	Partner
Corinna Weidinger	2011	Bachelor	Untersuchungen zur Wirkung von Blühflächen auf Bodeneigenschaften	TUM, Wissenschaftszentrum-Weihenstephan, Lehrstuhl für Ökologischen Landbau und Pflanzenbausysteme, Prof. Dr. Kurt Jürgen Hülsbergen
Kim Müller	2012	Bachelor	Die Bedeutung von Blühflächen und Magerrasen als Nisthabitat für Insekten unter besonderer Berücksichtigung bodennistender Bienen	JMU, Lehrstuhl für Tierökologie und Tropenbiologie (Zoologie III), Prof. Dr. Ingolf Steffan-Dewenter, Sebastian Hopfenmüller
Philipp Wieland	2012	Diplom	Die Bedeutung von Blühflächen in der Agrarlandschaft Bayerns für Schwebfliegen (Diptera: Syrphidae) und weitere Insektenordnungen	JMU, Lehrstuhl für Tierökologie und Tropenbiologie (Zoologie III), Prof. Dr. Ingolf Steffan-Dewenter, Dr. Andrea Holzschuh
Michael Bachl-Staudinger	2013	Master	Der Einfluss von Blühflächen auf das Vorkommen von Feldhamstern (<i>Cricetus cricetus</i>) in der Agrarlandschaft Unterfrankens	TUM, Wissenschaftszentrum-Weihenstephan, Lehrstuhl für Renaturierungsökologie, Prof. Dr. Johannes Kollmann, Dr. Christina Fischer
Nadine Karl	2013	Bachelor	Blühflächen und deren Nutzungsintensität durch Niederwildarten	HSWT, Fakultät für Wald und Forstwirtschaft, Wildtiermanagement und Jagdlehre, M. Sc. Fiona Schönfeld
Ambros Köppl	2013	Master	Der Einfluss von Blühflächen auf den Niederwildbestand in einer intensiv genutzten Agrarlandschaft in Südostbayern	TUD, Institut für Forstbotanik und Forstzoologie, Prof. Dr. Mechthild Roth
Steffen Baumholzer	2014	Semesterarbeit	Arbeitstitel: Welche Faktoren beeinflussen das Vorkommen von Feldhamstern auf Blühflächen in Unterfranken?	TUM, Wissenschaftszentrum-Weihenstephan, Lehrstuhl für Renaturierungsökologie, Prof. Dr. Johannes Kollmann, Dr. Christina Fischer

1.7 Darstellungsform Boxplot

Die graphische Darstellung der gepaarten Differenzen erfolgt in den meisten Kapiteln dieser Schriftenreihe in Form eines Box-and-Whisker-Plots kurz Boxplot (Abb. 9), wobei die Differenzen der jeweiligen Acker-Blühflächenpaare (Blühfläche minus Acker) als Berechnungsgrundlage verwendet wurden. Positive Differenzen zeigen einen positiven Effekt von Blühflächen an, negative Differenzen einen Negativen.

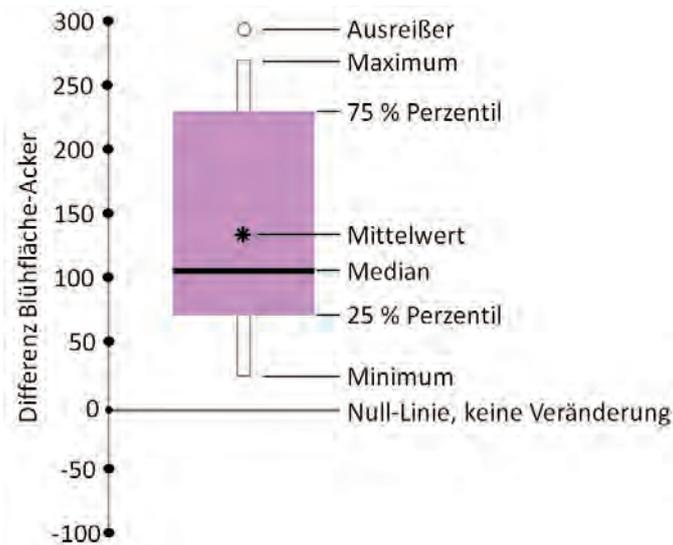


Abb. 9: Grundlegende Messgrößen eines Box-and-Whisker-Plots. Dargestellt ist die Differenz der jeweiligen Paare Blühfläche minus Acker.

1.8 Literatur

- BACHL-STAUDINGER, M. (2013): Der Einfluss von Blühflächen auf das Vorkommen von Feldhamstern (*Cricetus cricetus*) in der Agrarlandschaft Unterfrankens. – Thesis zur Erlangung des akademischen Grades M.Sc. in Agrarmanagement an der Technischen Universität München, Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt, Lehrstuhl für Renaturierungsökologie, 52 S.
- BAUMHOLZER, S. (2014): Blühflächen und Feldhamster, Semesterarbeit, Datenerhebung abgeschlossen.
- BIGNAL, E.M., MCCracken, D.I. (2000): The nature conservation value of European traditional farming systems. – *Environmental Reviews* 8 /3, 149-171.
- BMELF (2013): EU Agrarpolitik. – www.bmelv.de/DE/Landwirtschaft/Agrarpolitik/agrarpolitik_node.html (aufgerufen am 2.12.2013).
- BMU, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. – Broschüre, Selbstverlag, 178.
- BOATMAN, N.D., JONES, N.E., CONYERS, S.T., PIETRAVALLE, S. (2011.): Development of plant communities on set-aside in England. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* 143, 8-19.
- BÖRNER, M. (Hrsg.) (2007): Wer Vielfalt sät, schafft Lebensräume. Von monotonen Ackerbrachen und Stilllegungsflächen zu wertvollen Habitaten. – Endbericht des Projektes "Lebensraum Brache" – AZ 20271, Hamburg, 84.
- CRITCHLEY, C. N. R., FOWBERT, J.A. (2000): Development of vegetation on set-aside land for up to nine years from a national perspective. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* 79, 159-174.

- DEGENBECK, M. (2004/05): Artenreiche Ansaaten auf Ackerflächen als neues Hauptinstrument des Naturschutzes. Faunistische Ergebnisse von zwei Pilotprojekten im Landkreis Würzburg. – Abhandlungen des Naturwissenschaftlichen Vereins Würzburg 45/46, 3-41.
- DEGENBECK, M., VOLLRATH, B., FRANK, R., KUHN, W., MARZINI, K. (2005): Mit Biotopverbund in die Kulturlandschaft des neuen Jahrtausends – Lebensraumgestaltung mit Pflanzen aus definierter regionaler Herkunft. – Endbericht zu einem Forschungsvorhaben, 244 S.
- DO-G & DDA, Deutsche Ornithologen-Gesellschaft und Dachverband Deutscher Avifaunisten (2012): Positionspapier zur aktuellen Bestandssituation der Vögel in der Agrarlandschaft. – Positionspapier, 1-14.
- DRÖSCHMEISTER, R., SUDFELDT, C., TRAUTMANN, S. (2012.): Zahl der Vögel habliert: Landwirtschaftspolitik der EU muss umweltfreundlicher werden. – Der Falke 59 /8, 316-317.
- HAALAND, C., NAISBIT, R.E., BERSIER, L.-F. (2011): Sown wildflower strips for insect conservation: a review. – Insect Conservation and Diversity 4, 60-80.
- HEINZ, S., KUHN, G. (2008): 20 Jahre Boden-Dauerbeobachtung in Bayern – Teil 2: Vegetation auf Äckern und im Grünland. – Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft 5/2008, 161 S.
- HENLE, K., ALARD, D., CLITHEROW, J., COBB, P., FIRBANK, L., KULL, T., MCCRACKEN, D., MORITZ, R.F.A., NIEMELÄ, J., REBANE, M., WASCHER, D., WATT, A., YOUNG, J., (2008): Identifying and managing the conflicts between agriculture and biodiversity conservation in Europe–A review. – Agriculture, Ecosystems and Environment 124, 60-71.
- KARL, N. (2013): Blühflächen und deren Nutzungsintensität durch Niederwildarten. – Bachelorarbeit an der Fakultät Wald und Forstwirtschaft der Hochschule Weihenstephan-Triesdorf, 67 S.
- KINSER, A. (2011): Die nächtliche Habitatnutzung von Feldhasen (*Lepus europaeus*) in drei unterschiedlichen Habitaten. – Dissertation an der Fakultät für Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften der Technischen Universität Dresden, 148.
- KLEIJN, D., BAQUERO, R.A., CLOUGH, Y., DIAZ, M., DE ESTEBAN, J., FERNÁNDEZ, F., GABRIEL, D., HERZOG, F., HOLZSCHUH, A., JÖHL, R., KNOP, E., KRUESS, A., MARSHALL, E.J.P., STEFAN-DEWENTER, I., TSCHARNTKE, T., VERHULST, J., WEST, T.M., YELA, J.L. (2006): Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries : Biodiversity effects of European agri-environment schemes. – Ecological Letters 9 /3, 243-254.
- KÖPPL, A. (2013): Der Einfluss von Blühflächen auf den Niederwildbestand in einer intensiv genutzten Agrarlandschaft in Südostbayern. – Masterarbeit an der Fakultät Umweltwissenschaften Masterstudiengang Raumentwicklung und Naturressourcenmanagement, Technische Universität Dresden, 95 S.
- KUHN, G., HEINZ, S., MAYER, F. (2011): Grünlandmonitoring Baern – Ersterhebung der Vegetation 2002-2008. – Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft 3/2011, 1-161.

- KÜSTER, H. (1997): Geschichte der Landschaft in Mitteleuropa – Von der Eiszeit bis zur Gegenwart. – Verlag C.H. Beck, München, 424 S.
- LEPŠ, J., DOLEŽAL, J., BEZEMER, T.M., BROWN, V.K., HEDLUND, K., IGUAL A.M., JÖRGENSEN, H.B., LAWSON, C.S., MORTIMER, S.R., PEIX G.A., RODRÍGUEZ BARRUECO, C., SANTA REGINA, I., ŠMILAUER, P., VAN DER PUTTEN, W.H. (2007): Long-term effectiveness of sowing high and low diversity seed mixtures to enhance plant community development on ex-arable fields. – *Applied Vegetation Science* 10, 97-110.
- MACDONALD, D.W., TATTERSALL, F.H., SERVICE, K.M., FIRBANK, L.G., FEBER, R.E. (2007): Mammals, agri-environment schemes and set-aside – what are the putative benefits? – *Mammal Reviews* 37, 259-277.
- MÜLLER, K. (2012): Die Bedeutung von Blühflächen und Magerrasen als Nisthabitat für Insekten unter besonderer Berücksichtigung bodennistender Bienen. – Bachelor-Thesis, angefertigt am Lehrstuhl für Tierökologie und Tropenbiologie im Studiengang Biologie der Julius-Maximilians-Universität Würzburg, 34 S.
- POLASZEK, A., RICHES, C., LENNÉ, J.M. (1999): The effects of pest management strategies on biodiversity in agroecosystems. *Agrobiodiversity: Characterization, Utilization and Management*. Wallingford : CABI Publishing, S. 273-303.
- POSCHLOD, P., BAKKER, J.P., KAHMEN, S. (2005): Changing land use and its impact on biodiversity. – *Basic and Applied Ecology* 6, 93-98.
- SCHWEIGER, C. (2005): Buntbrache als landwirtschaftliche Stilllegungsfläche – Entwicklung von Pflanzenbeständen in Abhängigkeit von Standort und Naturraum. – Diplomarbeit an der Fachhochschule Weihenstephan, Fachbereich Landschaftsarchitektur-Landschaftsplanung, unveröffentlicht, 125 S.
- STMELF, Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.) (2008): Das Kulturlandschaftsprogramm (KULAP) – Herzstück bayerischer Agrarumweltpolitik. – Broschüre des Bayerischen Staatsministeriums für Ernährung Landwirtschaft und Forsten, (StMELF), KKW-Druck Kempten, 31 S.
- STMELF, Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.) (2010): Stärkung der natürlichen Vielfalt. Beitrag der Land- und Forstwirtschaft zur Biodiversität in Bayern. – Broschüre, herausgegeben von dem Bayerischen Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (StMELF), Stintler Druck, Weiden, 23 S.
- STMELF, Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.) (2011): Das Kulturlandschaftsprogramm (KULAP) – Herzstück bayerischer Agrarumweltpolitik. – Broschüre, herausgegeben von dem Bayerischen Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (StMELF), 32 S.
- STMELF, Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (2013a): Bayerischer Agrarbericht 2012. – www.agrarbericht-2012.bayern.de/landwirtschaft-laendliche-entwicklung/landwirtschaftliche-flaechennutzung.html (aufgerufen am 2.12.2013).
- STMELF, Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (2013b): Gemeinsame Agrarpolitik nach 2013 – Einigung erzielt. – www.stmelf-bayern.de/agrarpolitik/006008/index.php (aufgerufen am 13.9.2013).

- STUMPF, H. (2005): Faunistische Begleituntersuchungen im Rahmen eines Biotopverbundprojektes in den Gemeinden Güntersleben und Kürnach 2. Folgeuntersuchung/Endbericht. – Auftraggeber: Bayerische Landesanstalt für Weinbau und Gartenbau, Ökologische Arbeitsgemeinschaft Würzburg ÖAW Büro für Ökologie, Natur- und Artenschutz, Biotopmanagement und Landschaftspflege, 88.
- SUDFELDT, C., DRÖSCHMEISTER, R., FLADE, MARTIN, GRÜNEBERG, C., MITSCHKE, A., SCHWARZ, J., WAHL, J. (2009): Vögel in Deutschland – 2009. – DDA, BfN, LAG VSW 65S.
- TILLMANN, J.E. (2010): Förderung des Rebhuhns in Ackerlandschaften durch in die Landwirtschaft integrierte Maßnahmen. – Endbericht Institut für Wildtierforschung an der Stiftung Tierärztliche Hochschule Hannover, im Auftrag der Bayerischen Landesanstalt für Wein- und Gartenbau, 38.
- TSCHARNTKE, T., KLEIN, A.M., KRUESS, A., STEFFAN-DEWENTER, I., THIES, C. (2005): Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity-ecosystem service management. – *Ecological Letters* 8, 857-874.
- TSCHARNTKE, T., BATÁRY, P., DORMANN, C.F. (2011): Set-aside management: How do succession, sowing patterns and landscape context affect biodiversity? – *Agriculture, Ecosystems and Environment* 143, 37-44.
- VAN BUSKIRK, J., WILLI, Y. (2004): Enhancement of farmland biodiversity within set-aside land. – *Conservation Biology* 18 /4, 987-994.
- VOLLRATH, B., WERNER, A., DEGENBECK, M., ILLIES, I., ZELLER, J.M.K. (2012): Energetische Verwertung von kräuterreichen Ansaaten in der Agrarlandschaft und im Siedlungsbereich – eine ökologische und wirtschaftliche Alternative bei der Biogasproduktion. – Schlussbericht zum Forschungsvorhaben Nr. 22005308 (08NR053), Bayerische Landesanstalt für Wein- und Gartenbau, 201.
- WAGNER, C. (2013): Blühflächen, Lebensraum auf Zeit. – www.lfl.bayern.de/iab/kulturlandschaft/030381/index.php (aufgerufen am 21.11.2013).
- WEIDINGER, C. (2011): Untersuchungen zur Wirkung von Blühflächen auf Bodeneigenschaften. – Bachelor-Thesis, Studiengang Agrarwissenschaften und Gartenbauwissenschaften an der Technischen Universität München, Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landwirtschaft und Umwelt, Freising-Weihenstephan, 48 S.
- WIELAND, P. (2012): Die Bedeutung von Blühflächen in der Agrarlandschaft Bayerns für Schwebfliegen (Diptera: Syrphidae) und weitere Insektenordnungen. – Diplomarbeit Julius-Maximilians-Universität Würzburg, Lehrstuhl für Tierökologie und Tropenbiologie (Zoologie III), 99 S.
- WINFREE, R., AGUILAR, R., VÁZQUEZ, D.P., LEBUHN, G., AIZEN, M.A. (2009): A meta-analysis of bees' responses to anthropogenic disturbance. – *Ecology* 90, 2068-2076.
- WOOD, D., LENNÉ, J.M. (1999): Why Agrobiodiversity? – in: Wood, D., Lenné, J.M. (Hrsg.): *Agrobiodiversity: Characterization, Utilization and Management*, Wallingford : CABI Publishing, S. 1-13.

2 Evaluierung des Regenwurmbestands zweijähriger Blühflächen

Roswitha Walter

2.1 Zusammenfassung/Abstract

Zwei Jahre nach der Einsaat der Blühflächen wurden acht Standorte in Bayern auf ihren Regenwurmbestand untersucht. Zur Kontrolle diente jeweils der weiterhin als Acker bewirtschaftete Teil des Feldstücks. Die Regenwurmerfassung erfolgte durch eine Austreibung mit 0,2 % Formaldehydlösung kombiniert mit einer Handauslese.

Auf den Blühflächen lag im Mittel der Standorte sowohl die Siedlungsdichte der Regenwürmer mit 216 Individuen/m² als auch ihre Biomasse mit 56 g/m² um das Dreifache signifikant höher als im Acker (74 Individuen/m² und 18g Regenwurmbiomasse/m²). Blühflächen verbessern somit die Lebensbedingungen der Regenwürmer, wobei alle drei ökologischen Lebensformen der Regenwürmer (epigäische, endogäische und anezische) gefördert werden. Das Dominanzspektrum lässt dennoch eine Verschiebung zugunsten der tiefgrabenden und auch streubewohnenden Arten erkennen. Entscheidend für die Steigerung des Regenwurmbestands in den Böden der Blühflächen ist wahrscheinlich die Bodenruhe und permanente Bodenbedeckung mit Vegetation und Streu. Nach zwei Jahren lag die Artenzahl der Regenwürmer auf den Blühflächen mit 4,6 Arten tendenziell höher als im Acker mit 3,6 Arten. Für eine signifikante Steigerung der Artenzahl der Regenwürmer sind längere Zeiträume erforderlich.

Insgesamt steigert der dreifach höhere Regenwurmbestand der zweijährigen Blühflächen die biologische Aktivität im Boden und hat somit einen positiven Einfluss auf die Bodenfruchtbarkeit, den Bodenschutz und den Artenreichtum in Agrarökosystemen.

Evaluation of the community of earthworms in two-year-old sown flower-rich fields

Two years after seeding eight sown flower-rich fields in Bavaria have been investigated in terms of abundance, biomass and species diversity of earthworms. As a control field respective parts of the plot were kept under agricultural use. The mapping of the earthworms was conducted by applying a formaldehyde solution for expelling combined with manual sorting.

Both average density and biomass of the earthworms was significantly higher in the sown flower-rich fields (average 216 individuals/m²) compared to the agricultural control sites (average 74 individuals/m²). During the two years all ecological groups of earthworms (epigeic, endogeic and anecic) improved in the sown flower-rich fields. However the epigeic and anecic species benefited more than the endogeic species. It is assumed that the most important factor for their improvement in the sown flower-rich fields is the lack of cultivation (tillage) and the presence of a permanent vegetation and leaf layer. After two years the average number of earthworm species showed an increasing tendency with 4.6 species in the sown flower-rich fields compared to 3.6 species on the arable field.

It can be concluded that the three-times higher density and biomass of earthworms in the two years old sown flower-rich fields enhances the activity of soil biota and benefits the soil fertility and soil health as well as species-richness in agricultural ecosystems.

2.2 Einleitung und Fragestellung

Regenwürmer beeinflussen als unterirdische Mitarbeiter positiv die Bodenfruchtbarkeit (BIERI & CUENDET 1989, BLOUIN et al. 2013, DUNGER 2008, EHRMANN 2012a, GRAFF 1983). Durch ihre grabende Tätigkeit lockern, durchmischen und belüften sie den Boden. Zudem beschleunigen sie die Nährstoffnachlieferung indem sie organisches Material in den Boden einbringen und dadurch dessen Abbau fördern. Ein guter Regenwurmbestand weist auf einen gesunden, biologisch aktiven Boden hin. Der mittlere Regenwurmbestand bayerischer Äcker (ohne Sandäcker) liegt zwischen 60 und 170 Individuen pro Quadratmeter (WALTER & BURMEISTER 2013).

Mit blütenreichem Saatgut eingesäte Ackerflächen (Blühflächen) sind eine agrarökologische Maßnahme des Bayerischen Kulturlandschaftsprogramms, die über fünf Jahre landwirtschaftlich nicht genutzt werden. Ziel der Blühflächen ist es, in Agrarlandschaften die Biodiversität zu steigern, die Lebensraumsituation zu verbessern und zum Bodenschutz beizutragen. Welchen Einfluss haben Blühflächen auf Regenwürmer, als Vertreter der Bodentiere? Während im Acker Faktoren wie Bodenbearbeitung und Fruchtfolge die Regenwurmbesiedlung beeinflussen, sind Blühflächen durch Bodenruhe und eine ganzjährige Bodenbedeckung gekennzeichnet (s. Abb. 10). Zur Evaluierung von zweijährigen Blühflächen im Vergleich zum Acker wurden Individuendichte (Abundanz), Biomasse und Artenreichtum der Regenwürmer ermittelt.

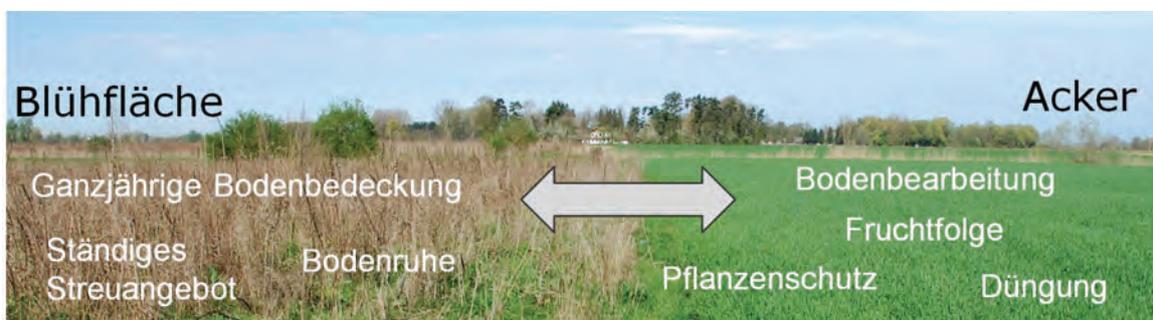


Abb. 10: Zweijährige Blühfläche und der weiterhin als Acker genutzte Teil eines Feldstücks in Oberbayern bei Erding (April 2012 zur Probenahme der Regenwürmer) mit einer Auswahl von Faktoren, die auf die Regenwurmbesiedlung wirken.

2.3 Methode und Untersuchungsflächen

Auf acht Äckern in Bayern (Lage, s. Abb. 11), von denen ein Teil des Schlags als Blühfläche angelegt wurde, fand zwei Jahre nach der Einsaat der Blühfläche eine Regenwurmerfassung statt. Die 2009 angelegten Flächen in Franken und in Niederbayern (Standorte 04, 23, 24, 11, 12, 19) wurden im Frühjahr 2011 und die 2010 angelegten Flächen in Oberbayern (Standorte 50, 52) im Frühjahr 2012 untersucht.

Die Bodenarten der Untersuchungsstandorte sind in Tabelle 7 aufgeführt, genauso wie die angebauten Kulturen auf der jeweils mit praxisüblicher Bewirtschaftung fortgeführten Ackerfläche im Untersuchungsjahr der Regenwürmer sowie im Vorjahr.

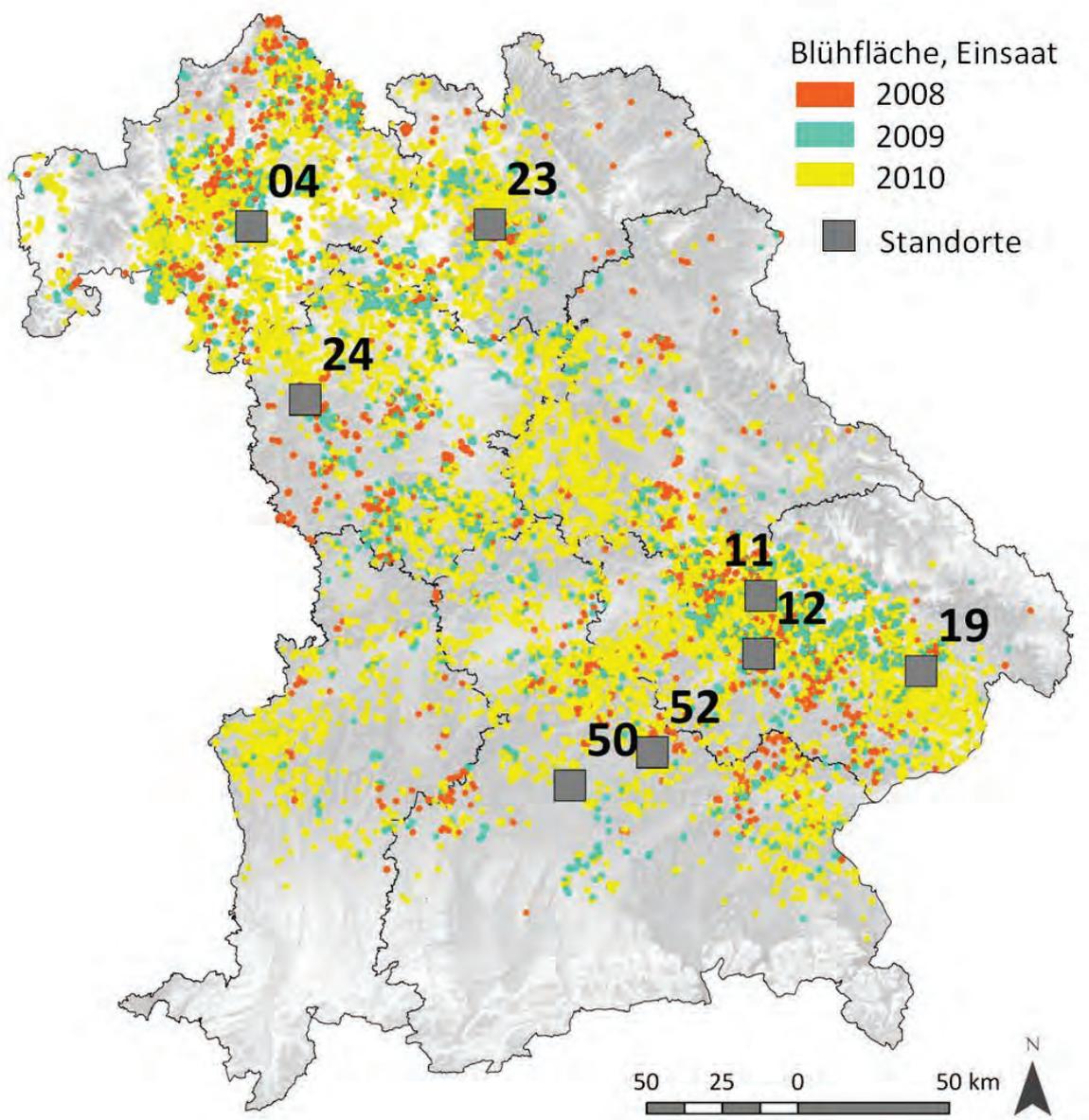


Abb. 11: Lage der Regenwurm-Untersuchungsflächen in Bayern.

Tab. 7: *Bodenart (nach Bodenschätzungskarte) der untersuchten Standorte und angebaute Kulturen auf der Ackerfläche (Kontrolle) im Untersuchungsjahr der Regenwürmer sowie im Vorjahr.*

	Bodenart	Kultur im	
		Untersuchungsjahr	Vorjahr
Opferbaum 04	Lehm	Zuckerrüben	Silomais
Tuffing 11	Lehm	Winterweizen	Zuckerrüben
Dornwang 12	Lehm, Moor	Wintergerste	Winterweizen
Vilshofen 19	Lehm	Winterweizen	Winterraps
Königsfeld 23	Lehm	Sommergerste	Wintergerste
Poppenbach 24	Lehmiger Sand	Grünroggen als GPS	Wintertriticale
Schleißheim 50	Lehmiger Sand	Winterroggen	Wintertriticale
Berglern 52	Lehm	Grünroggen als GPS	Körnermais

Je Standort wurde die Blühfläche (agrärökologische Maßnahme) und der weiterhin als Acker (Kontrolle) bewirtschaftete Teil des Feldstücks mit jeweils drei Wiederholungen á drei Stichproben beprobt. Je Stichprobe fand zuerst eine Austreibung der Regenwürmer durch eine stark verdünnte 0,2 prozentige Formaldehydlösung statt, die verteilt auf zwei Gaben (insgesamt 40 l/m²) auf eine 0,25 Quadratmeter große Probestelle aufgegossen wurde. Nach jeder Gabe erfolgte ein Aufsammeln der Würmer von mindestens 15 Minuten Dauer. Danach wurde ein Teil der Probestelle (1/16 m²) zirka 30 Zentimeter (Ap-Horizont) ausgegraben und das Bodenmaterial von Hand zerkrümelt und auf Regenwürmer durchsucht. Die Anwendung einer Austreibungsmethode kombiniert mit einer Handauslese ist für eine gute Bestandserfassung der Regenwürmer unerlässlich (EHRMANN & BABEL 1991, FRÜND & JORDAN 2003, PELOSI et al. 2009).

Die Bestimmung der Regenwurmart und ihrer Biomasse fand im Labor statt. Die statistische Auswertung wurde mit dem gepaarten Wilcoxon-Test für die Differenz Blühfläche minus Acker durchgeführt. Die Darstellung erfolgte mit dem Boxplot (siehe WAGNER & VOLZ 2014).



Abb. 12: *Regenwurmerfassung, Probestelle Acker (links), Probestelle Blühfläche (Mitte), Handauslese auf der Probestelle einer Blühfläche (rechts).*

2.4 Ergebnisse

Alle Blühflächen wiesen deutlich höhere Individuendichten der Regenwürmer als ihre jeweiligen Vergleichsäcker auf (Tab. 8). Im Mittel der untersuchten Standorte war mit 216 Individuen pro Quadratmeter die Siedlungsdichte auf den Blühflächen um 142 Individuen pro Quadratmeter beziehungsweise um das Dreifache signifikant zum Acker erhöht (Abb. 13). Eine deutlich höhere Regenwurmbiomasse konnte bei sieben von acht untersuchten Blühflächen im Vergleich zum Acker festgestellt werden. Über alle untersuchten Standorte lag im Mittel die Biomasse der Regenwürmer mit 56 Gramm pro Quadratmeter auf den Blühflächen um 38 Gramm pro Quadratmeter beziehungsweise ebenfalls um zirka das Dreifache signifikant über den Werten der Äcker mit 18 Gramm pro Quadratmeter (Tab. 8, Abb. 13).

Tab. 8: Individuendichte und Biomasse der Regenwürmer für die acht untersuchten Standorte (je Standort jeweils Mittelwerte von 3 Wiederholungen mit Standardabweichung).

Standort	Individuen/m ²			Biomasse g/m ²		
	Acker	Blühfläche	Differenz Blühfläche – Acker	Acker	Blühfläche	Differenz Blühfläche – Acker
Opferbaum 04	55,1 ± 4,1	291,1 ± 62,8	236	10,5 ± 5,0	71,3 ± 23,5	60,8
Tuffing 11	107,6 ± 33,8	263,6 ± 25,6	156	26,2 ± 10,4	144,0 ± 14,2	117,8
Dornwang 12	25,3 ± 11,9	148,4 ± 46,5	123,1	5,3 ± 2,2	20,5 ± 17,4	15,2
Vilshofen19	92,9 ± 20,1	237,7 ± 23,8	144,8	14,2 ± 4,5	31,2 ± 6,9	17
Königsfeld 23	187,6 ± 50,1	387,6 ± 72,7	200	53,4 ± 11,6	86,8 ± 22,6	33,4
Poppenb. 24	44,9 ± 2,0	128,9 ± 29,3	84	21,7 ± 14,7	22,2 ± 9,4	0,5
Schleißheim 50	54,7 ± 22,7	127,1 ± 47,2	72,4	8,4 ± 3,1	22,3 ± 10,8	13,9
Berglern 52	24,9 ± 7,3	146,7 ± 17,0	121,8	7,0 ± 0,8	50,1 ± 4,3	43,1
Mittelwert	74,1	216,4	142,3	18,3	56	37,7
Median	54,9	193,1	134	12,3	40,6	25,2
Wilcoxon-Test			p < 0,01			p < 0,01

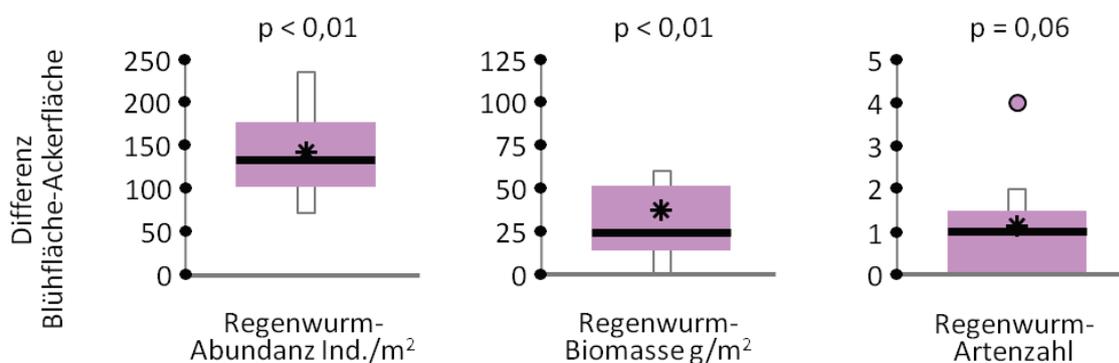


Abb. 13: Box-Whisker-Plots zur Differenz zwischen Blühflächen und Ackerflächen für Individuendichte (Abundanz), Biomasse und Artenzahl der Regenwürmer (n=8, gepaarter Wilcoxon-Test), Skalierung der Y-Achse beachten.

In der Artenzahl waren tendenzielle Unterschiede zwischen Acker und Blühfläche feststellbar ($p = 0,06$, Wilcoxon-Test). Während bei fünf Standorten eine erhöhte Artenzahl auf den Blühflächen gefunden wurde, konnten bei drei Standorten keine Unterschiede nachgewiesen werden. Durchschnittlich traten auf den Äckern 3,6 und auf den Blühflächen 4,6 Regenwurmart auf (Tab. 9). Die insgesamt über alle untersuchten Standorte erfasste Artenzahl belief sich auf acht Regenwurmart (Tab. 9). Nur eine Art (*Aporrectodea caliginosa*) konnte auf allen acht untersuchten Standorten nachgewiesen werden.

Aufgrund ihrer Lebensweise lassen sich die Regenwürmer in drei ökologische Gruppen (DUNGER 2008) einteilen (epigäische, endogäische, anezische Arten, Tab. 10). Auf den Blühflächen traten positive Entwicklungen bei allen drei ökologischen Lebensformen auf. Signifikant war dies für die endogäische und anezische Lebensform (Tab. 11). Eine Tendenz wurde bei den epigäischen in der Streuschicht lebende Arten festgestellt ($p = 0,06$, Wilcoxon Test), wahrscheinlich eine Folge, dass bei drei von acht untersuchten Standorten keine epigäische Art nachgewiesen werden konnte (Tab. 9).

Der Großteil der Population der Regenwürmer besteht aus nicht geschlechtsreifen Jungtieren (Juvenile, Tab. 11), die nicht eindeutig Arten zuordenbar sind, von denen aber die Gattung *Lumbricus*, die sich zu epigäischen oder anezischen Arten entwickeln, getrennt erfasst werden kann. Die übrigen Juvenilen setzen sich fast ausschließlich aus endogäisch lebenden Mineralschichtbewohnern zusammen. Nur an einem Standort tritt mit *Dendrodrilus rubidus* noch eine epigäische Art auf, die den sonstigen Juvenilen zugeordnet ist.

Tab. 9: Erfasste Regenwurmart (adulte, Individuen/m²) der acht untersuchten Standorte (A: Acker, B: Blühfläche).

	Epigäisch						Endogäisch								Anezisch		Artenzahl	
	<i>Lumbricus castaneus</i>		<i>Lumbricus rubellus</i>		<i>Dendrodrilus rubidus</i>		<i>Aporrectodea caliginosa</i>		<i>Aporrectodea rosea</i>		<i>Allolobophora chlorotica</i>		<i>Octolasion lacteum</i>		<i>Lumbricus terrestris</i>			
	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
Opferbaum 04							10,7	82,2	0	5,3	10,7	24	1,8	0	0,4	6,2	4	4
Tuffing 11							3,6	17,3	0	6,7					0,9	25,9	2	3
Dornwang 12			5,3	12	1,8	10,2	7,1	11,6			1,8	4,4	0	7,1			4	5
Vilshofen19	0	0,4	0	2,2			17,8	36,4	5,3	3,6	5,3	0	0	9,7	0	1,8	3	6
Königsfeld 23	5,8	40,4					1,8	41,3	0	15,1			0	1,8	0,4	1,3	3	5
Poppenbach 24							15,1	33,3	4,4	4,9	1,3	13,3			0,9	1,3	4	4
Schleißheim 50	0	0,9					0,9	6,2	19,1	52,9	0,9	0			0,4	1,8	4	4
Berglern 52	0	5,8	1,3	3,1			0,4	8,0	1,8	3,6			1,8	1,8	0,4	16,4	5	6

Tab. 10: Lebensformen der Regenwürmer (nach Dunger 2008).

		
Streubewohner Epigäische Arten	Mineralschichtbewohner Endogäische Arten	Tiefgräber Anezische Art
<ul style="list-style-type: none"> • Leben oberflächennah in der Streu und Humusaufgabe von voreretzter Streu • Bilden keine oder temporärer Röhren • Vorkommensschwerpunkte liegen im Grünland und Wald 	<ul style="list-style-type: none"> • Leben im Mineralboden bis ca. 60 cm Tiefe • Graben ständig neue netzartig verlaufende Röhren • tragen zur Feindurchmischung von organischer Substanz mit dem Mineralboden bei 	<ul style="list-style-type: none"> • Legen nahezu senkrechte bis tief in den Unterboden reichende stabile Röhren an, die Jahre lang erhalten bleiben können. • Sammeln Pflanzenreste an der Bodenoberfläche ein, die sie in ihre Röhren ziehen.

Tab. 11: Individuen und Biomasse für die ökologischen Lebensformen der Regenwürmer (Mittelwerte der acht untersuchten Standorte).

		Individuen/m ²				Biomasse (g/m ²)			
		Acker	Blühfläche	Differenz Blühfläche – Acker	Wilcoxon -Test	Acker	Blühfläche	Differenz Blühfläche – Acker	Wilcoxon -Test
juvenile	<i>Lumbricus spec.</i>	6,7	40,1	33,4	< 0,05	12,5	23,9	11,4	< 0,05
	sonstige	51,2	111,3	60,1	< 0,01				
adulte	epigäische Arten	1,8	9,4	7,6	= 0,06	0,6	1,8	1,2	= 0,0625
	endogäische Arten	13,9	48,8	34,9	< 0,01	3,9	13,4	9,5	< 0,01
	anezische Arten	0,4	6,7	6,3	< 0,05	1,4	16,9	15,5	< 0,05

Die Juvenilen der Gattung *Lumbricus* wurden auf den zweijährigen Blühflächen mit 40 Individuen pro Quadratmeter in einer sechsfach höheren Siedlungsdichte im Vergleich zum Acker mit durchschnittlich 6,7 Individuen pro Quadratmeter erfasst (Tab. 11). Für die sonstigen Juvenilen, also fast ausschließlich endogäisch lebenden Arten, kam es auf den Blühflächen mit 111 Individuen pro Quadratmeter im Mittel nur zu einer Verdoppelung der Individuenzahl. Deswegen verschob sich das Dominanzspektrum auf den Blühflächen zugunsten der *Lumbricus*-Arten (Abb. 14). Dies zeigte sich auch in einem durchschnittlich höheren Biomasseanteil der anezischen Art *Lumbricus terrestris* von 22,5 Prozent auf den Blühflächen im Vergleich zu neun Prozent auf den Äckern. Daraus kann gefolgert werden, dass der Einfluss der Blühflächen für die streubewohnenden und tiefgrabenden *Lumbricus*-Arten stärker ist, als für die endogäisch lebenden Mineralschichtbewohner.

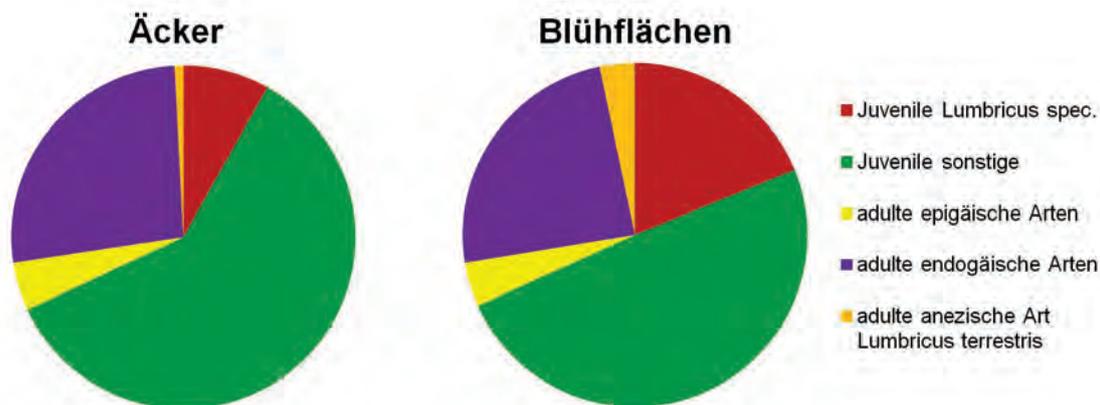


Abb. 14: Dominanzanteil (%) der juvenilen und adulten Regenwürmer an der Individuendichte (Mittelwerte der acht untersuchten Standorte).

2.5 Diskussion

Das Ziel der Blühflächen, zur Verbesserung der Lebensraumsituation von Bodentieren beizutragen, wurde durch die Steigerung der Individuendichte und Biomasse der Regenwürmer auf den Blühflächen um das Dreifache im Vergleich zum Acker eindeutig erreicht. Bemerkenswert dabei ist auch, dass dieser Effekt bei allen drei ökologischen Lebensformen schon nach zwei Jahren Standzeit beobachtet werden konnte.

Entscheidend für die Steigerung des Regenwurmbestands in den Böden der Blühflächen ist weniger der Pflanzenartenreichtum der Blühfläche (GORMSEN et al. 2004), als vielmehr die Bodenruhe und permanente Bodenbedeckung mit Vegetation und Streu. Dies bestätigen die deutlichen Zunahmen der Regenwurmdichten von stillgelegten Äckern und Ackerbrachen (ANDRIUCA et al. 2012, BESSEL & SCHRADER 1998, PIZL 1992, SCHEU 1992, WESTERNACHER-DOTZLER 1992) sowie von Äckern mit einer konservierenden Bodenbearbeitung und entsprechender Mulchauflage (BAUCHHENB 1988, EMMERLING 2001, JOHNSON-MAYNARD et al. 2007, JOSCHKO et al. 2009, JOSSI et al. 2011, KRÜCK et al. 2001, MAURER-TROXLER et al. 2006). Ebenfalls höhere Individuendichten der Regenwürmer werden durch drei bis sechs Meter breite, eingesäte Grasstreifen oder Feldraine im Vergleich zum Acker erreicht (EHRMANN 1996, HOF & BRIGHT 2010). Den Effekt der höheren Siedlungsdichten kann man noch mehrere Meter in die angrenzenden Äcker hinein beobachten (HOF & BRIGHT 2010, SMITH et al. 2008). Eine permanente Bodenbedeckung bietet den Regenwürmern wahrscheinlich besseren Schutz vor Kälteperioden im Winter oder längeren Trockenperioden im Sommer. So waren die Populationsschwankungen bei Regenwürmern durch trockene Sommer in einer Dauerbrache geringer als im Acker (EHRMANN 2012b). Im Rahmen eines Klimawandels mit langanhaltenden Trockenperioden können somit ungenutzte Begleitstrukturen wie Feldraine und Blühflächen auch zur Erhaltung eines aktiven Bodenlebens in Agrarökosystemen beitragen (EHRMANN 2012b).

Da die Entwicklungszeit der Regenwürmer bis zur Geschlechtsreife, abhängig von der Regenwurmart und Witterung (Unterbrechung bei ungünstigen Bedingungen), mehrere Monate bis über ein Jahr dauern kann (DUNGER 2008, GRAFF 1983), sollten Blühflächen stets für mehrere Jahre angelegt werden, um die positiven Effekte einer höheren Siedlungsdichte der Regenwürmer und die damit verbundene gesteigerte biologische Aktivität im Boden zu erreichen. Dies belegen auch Untersuchungen zu Dauerbrachen, die sich deutlich günstiger auf den Regenwurmbesatz auswirken als einjährige Rotationsbrachen

(EHRMANN 1996, WESTERNACHER-DOTZLER 1992). PIZL (1992) fand erst im dritten Jahr und BESSEL & SCHRADER (1998) sogar erst im fünften Jahr einen deutlichen Populationsanstieg der Regenwürmer auf stillgelegten Äckern. Dabei spielen vermutlich die Größe der Ausgangspopulationen als auch die Witterung eine wesentliche Rolle.

Obwohl alle drei ökologischen Lebensformen der Regenwürmer durch Blühflächen gefördert werden, lässt das Dominanzspektrum eine Verschiebung zugunsten der *Lumbricus*-Arten erkennen. Dies äußert sich vor allem in einem erhöhten Anteil ihrer Juvenilen, also in einer guten Fortpflanzungsrate. Somit werden die tiefgrabenden und auch streubewohnenden Lebensformen durch Blühflächen stärker gefördert, als die im Mineralboden lebenden endogäische Arten. Der permanente Vegetationsbestand der Blühflächen schafft mit seiner Streuauflage günstige Lebens- und Nahrungsbedingungen für die oberflächennah in der Streuschicht lebenden Regenwurmarten und liefert eine gute Nahrungsquelle für den tiefgrabenden Tauwurm *Lumbricus terrestris*, der seine Nahrung an der Bodenoberfläche einsammelt und in seine Röhre zieht. So kann der Tauwurm in Äckern auch durch eine Umstellung auf eine pfluglose, konservierende Bodenbearbeitung mit einer Mulchauflage an der Oberfläche deutlich gefördert werden (JOSSI et al. 2011, KRÜCK et al. 2001, WALTER & BURMEISTER 2011). Zudem profitiert der Tauwurm von der Bodenruhe der Blühflächen, da seine vertikalen, mit Kot und Schleim austapezierten Röhren erhalten bleiben. Daraufhin deutet auch die hohe Individuendichte der Art im Grünland in Bayern mit durchschnittlich 11-19 adulten Individuen pro Quadratmeter (WALTER & BURMEISTER 2011). In den Böden der Blühflächen hat sich die Siedlungsdichte adulter Individuen des Tauwurms innerhalb von zwei Jahren vervielfacht, dennoch erreicht sie im Mittel mit knapp sieben adulten Individuen pro Quadratmeter noch nicht den Wert von Dauergrünland.

Auch für einen Anstieg des Artenreichtums ist ein längerer Zeitraum erforderlich. So stieg in zweijährigen Blühflächen nur tendenziell der Artenreichtum der Regenwürmer an. Da Regenwürmer im Jahr lediglich durchschnittlich fünf bis zehn Meter zurücklegen (EHRMANN 1996), erfolgt eine Ausbreitung und Neubesiedlung von Flächen nur langsam. Die tendenzielle Zunahme der Artenzahl der Regenwürmer um eine Art auf den Blühflächen ist zumindest teilweise eine Folge, dass von einigen Arten die Siedlungsdichte deutlich zunahm und dadurch die für einen Nachweis erforderliche Schwelle überschritten wurde.

Die mehrfach höhere Siedlungsdichte und Biomasse der Regenwürmer in den Blühflächen wirkt sich dennoch, durch die vielseitigen Leistungen der Regenwürmer wie Durchmischung, Lockerung und Belüftung des Bodens, nicht nur positiv auf die Bodenfruchtbarkeit und den Bodenschutz aus, sondern auch auf den Artenreichtum von Agrarökosystemen. Die Grabaktivität der Regenwürmer verbessert die Infiltration und mindert den Oberflächenabfluss und die Erosion (JOSCHKO et al. 1992, KRÜCK et al. 2001). Sie schafft gleichzeitig günstige Lebensraumbedingungen für viele nichtgrabende Bodenorganismen, die auf Bodenhohlräume angewiesen sind. Zudem ist der nährstoffreiche Regenwurmkot Nahrungsquelle für viele Bodenorganismen, wie zum Beispiel für Mikroorganismen und Springschwänze (DUNGER 2008). Für zahlreiche Tierarten wie Laufkäfer (v.a. *Carabus* Arten), Säugetiere (Igel, Wildschweine, Dachse, etc.) und Vögel (Drosseln, Krähen, Kiebitze, Rotmilane, Weißstörche etc.) dienen Regenwürmer selbst als Beute (BAUER et al. 2005, DUNGER 2008, GRAF 1983).

Insgesamt stellen somit mehrjährige Blühflächen eine wertvolle agrarökologische Maßnahme dar, die positive Effekte auf die Bodenfruchtbarkeit, den Bodenschutz und den Artenreichtum haben.

2.6 Literatur

- ANDRIUCA, V., GIRLA, D., IORDACHE, M. (2012): Comparative earthworm research in various ecosystems with different anthropic impact. – *Research Journal on Agricultural Science*, 44(3), 149-153.
- BAUCHHENß, J. (1988): Funktion der Bodentiere auf Flächen mit extensiver Bodenbearbeitung. – *Schule und Beratung Heft 1-2*, S. III-10 bis III-12.
- BAUER, H.-G., BEZZEL, E., FIEDLER, W. (2005): *Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Passeriformes – Sperlingsvögel*. – Aula-Verlag, Wiebelsheim, 622 S.
- BLOUIN, M., HODSON, M.E., DELGADO, E.A., BAKER, G., BRUSSAARD, L., BUTT, K.R., DAI, J., DENDOOVEN, L., PERES, G., TONDOH, J.E., CLUZEAU, D., BRUN, J.-J. (2013): A review of earthworm impact on soil function and ecosystem services. – *European Journal of Soil Science* 64, 161-182.
- BESSEL, H., SCHRADER, S. (1998): Regenwurmzönosen auf Ackerbrachen in Abhängigkeit von der Brachdauer. – *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 7, 169-180.
- BIERI, M., CUENDET, G. (1989): Die Regenwürmer, eine wichtige Komponente von Ökosystemen. Schweiz. – *Landwirtschaftliche Forschung, Recherche agronomique en Suisse* 28(2), 81-96.
- DUNGER, W. (2008): *Tiere im Boden*. Westarp Wissenschaften, Hohenwarsleben, 280 S.
- EHRMANN, O., BABEL, U. (1991): Quantitative Regenwurmerfassung – ein Methodenvergleich. – *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 66(I), 475-478.
- EHRMANN, O. (1996): Regenwürmer in einigen südwestdeutschen Agrarlandschaften: Vorkommen, Entwicklung bei Nutzungsänderungen und Auswirkungen auf das Bodengefüge. – *Hohenheimer Bodenkundliche Hefte*, Heft 35, 135 S.
- EHRMANN, O. (2012a): Der unterirdische Mitarbeiterstamm. Bedeutung von Regenwürmern für den Ackerbau. – *Landwirtschaft ohne Pflug* 11, 25-34.
- EHRMANN, O. (2012b): Auswirkungen des Klimawandels auf die Regenwürmer Baden-Württembergs. Hrsg. LUBW. – www.fachdokumente.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/91063/ID_Umweltbeobachtung_U13-M315-N08, 64 S. (aufgerufen am 4.12.2013).
- EMMERLING, C. (2001): Response of earthworm communities to different types of soil tillage. – *Applied Soil Ecology* 17, 91-96.
- FRÜND, H.-C., JORDAN, B. (2003): Regenwurmerfassung mit Senf oder Formalin? Versuche zur Eignung verschiedener Senfzubereitungen für die Austreibung von Regenwürmern. – *Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen* 29, 97-102.
- GORMSEN, D., HEDLUND, K., KORTHALS, G. W., MORTIMER, S. R., PIZL, V., SMILAUEROVA, M., SUGG, E. (2004): Management of plant communities on set-aside land and its effects on earthworm communities. – *European Journal of Soil Biology* 40, 123-128.
- GRAFF, O. (1983): *Unsere Regenwürmer – Lexikon für Freunde der Bodenbiologie*. – Verlag M. & H. Schaper, Hannover, 112 S.
- HOF, A.R., BRIGHT, P.W. (2010): The impact of grassy field margins on macroinvertebrate abundance in adjacent arable fields. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* 139, 280-283.

- JOHNSON-MAYNARD, J.L., UMIKER, K.J., GUY, S.O. (2007): Earthworm dynamics and soil physical properties in the first three years of no-till management. – *Soil and Tillage Research* 94, 338-245.
- JOSCHKO, M., SÖCHTIG W., LARINK, O. (1992): Functional relationship between earthworm burrows and soil water movement in column experiments. – *Soil Biology and Biochemistry* 24(12), 1545-1547.
- JOSCHKO, M., GEBBERS, R., BARKUSKY, D., ROGASIK, J., HÖHN, W., HIEROLD, W., FOX, C.A., TIMMER, J. (2009): Location-dependency of earthworm response to reduced tillage on sandy soil. – *Soil and Tillage Research* 102, 55-66.
- JOSSI, W., ZIHLMANN, U., ANKEN, T., DORN, B., VAN DER HEIJDEN, M. (2011): Reduzierte Bodenbearbeitung schont die Regenwürmer. – *Agrarforschung Schweiz* 2(10), 432-439.
- KRÜCK, S., NITZSCHE, O., SCHMIDT, W. (2001): Verbesserte Regenverdaulichkeit durch Regenwurmakktivität – Regenwürmer vermindern Erosionsgefahr. – *Landwirtschaft ohne Pflug*-1, 18-21.
- MAURER-TROXLER C., CHERVET, A., RAMSEIER, L., STRUNEY, W.G. (2006): Zur Bodenbiologie nach 10 Jahren Direktsaat und Pflug ähnlich wie auf Dauergrünland. – *Landwirtschaft ohne Pflug* 6, 14-19.
- PELOSI, C., BERTRAND, M., CAPOWIEZ, Y., BOIZARD, H., ROGER-ESTRADE, J. (2009): Earthworm collection from agricultural fields: Comparisons of selected expellants in presence/absence of hand-sorting. – *European Journal of Soil Biology* 45, 176-183.
- PIZL, V. (1992): Succession of earthworm populations in abandoned fields. – *Soil Biology and Biochemistry*, 24(12), 1623-1628.
- SCHEU, S. (1992): Changes in the lumbricid coenosis during secondary succession from a wheat field to a beechwood on limestone. – *Soil Biology and Biochemistry*, 24(12), 1641-1646.
- SMITH, J., POTTS, S., EGGLETON, P. (2008): The value of sown grass margins for enhancing soil macrofaunal biodiversity in arable systems. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* 127, 119-125.
- WAGNER, C., VOLZ, H. (2014): Das Projekt „Faunistische Evaluierung von Blühflächen“. – *Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft* 1/2014, 17-32.
- WALTER, R., BURMEISTER, J. (2011): 25 Jahre Regenwurmerfassung auf landwirtschaftlich genutzten Boden-Dauerbeobachtungsflächen in Bayern. – in: Bayerisches Landesamt für Umwelt (Hrsg.): *Den Boden fest im Blick – 25 Jahre Bodendauerbeobachtung in Bayern*, 10-22.
- WALTER, R., BURMEISTER, J. (2013): Regenwürmer in bayerischen Ackerböden. – *Merkblatt der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL, Hrsg.)*.
- WESTERNACHER-DOTZLER, E. (1992): Earthworms in arable land taken out of cultivation. – *Soil Biology and Biochemistry* 24(12), 1673-1675.

3 Der Beitrag von Blühflächen zur Arthropodendiversität in der Agrarlandschaft

Christian Wagner, Andrea Holzschuh, Philipp Wieland

3.1 Zusammenfassung/Abstract

2011 wurden auf 13 Standorten in Unterfranken und Niederbayern mit je drei Varianten (Blühfläche, blühflächennahes Maisfeld und blühflächenfernes Maisfeld) Arthropoden (Insekten und Spinnentiere) gefangen. Die Fänge wurden während sechs zirka einwöchigen Durchgängen mit Malaisefallen getätigt. Die Hauptergebnisse sind:

- Blühflächen beheimaten eine an Arten und Individuen reichere Arthropodenfauna als Maisäcker. Dabei werden vor allem verbreitete Arten gefördert. Arten der Rote Liste Bayern wurden nur in geringer Zahl nachgewiesen.
- Blühflächen haben einen positiven Effekt auf die sie umgebende Agrarlandschaft. Es ist vorstellbar, dass sie dadurch zur biologischen Schädlingsbekämpfung beitragen.
- Der Artenreichtum nimmt bei Schwebfliegen (Syrphidae), die stellvertretend für alle Bestäuber stehen können, mit zunehmender Artenzahl blühender Pflanzenarten zu.

Blühflächen leisten einen Beitrag zur Erhaltung des Artenreichtums in der Agrarlandschaft. Für Insekten optimierte Blühflächen werden mit einer möglichst artenreichen Saatgutmischung eingesät. Der Schwerpunkt sollte auf blühenden Kräutern liegen. Mit dem Alter der Blühflächen steigt im Allgemeinen der Artenreichtum auf den Flächen an. Eine Mahd sollte unterbleiben. Eine eventuelle Mindestgröße konnte nicht eruiert werden.

The contribution of sown flower-rich fields to the diversity of arthropods in the agricultural landscape

In 2011 arthropods were caught on 13 sites in Lower Franconia and Lower Bavaria on three different types of plots (sown flower-rich fields, maize field close to the sown flower-rich field, and maize field distant to the sown flower-rich field). The captures were conducted in six periods of about one week each using Malaise traps. The main results are:

- Sown flower-rich fields hold a higher number of both arthropod species and individuals than maize fields. They mostly promote frequent species. Only few species of the Bavarian Red List could be identified.
- Sown flower-rich fields have a positive effect on the surrounding agricultural landscape. It is assumed that they contribute to biological pest control.
- Species diversity of hoverflies, representative for all pollinators, increases depending on the species number of flowering plant species.

Sown flower-rich fields contribute to the conservation of species diversity in the agricultural landscape. Sown flower-rich fields can be optimised for insects by using seed mixtures with as many species as possible. The species diversity on sites usually increases with the age of sown flower-rich fields. They should not be mowed. A potential minimum size of the fields could not be determined.

3.2 Einleitung

Der Bestand von Insekten und Spinnentieren (Arthropoden) in der Agrarlandschaft Europas ist seit Beginn des zwanzigsten Jahrhunderts stark rückgängig (HAALAND et al. 2011). Gut untersucht ist dieser Rückgang bei Bestäubern wie Bienen inklusive Hummeln und Tagfaltern (AIZEN et al. 2009, BIESMEIJER et al. 2006, GOULSEN et al. 2008, KLUSER & PEDUZZI 2007, MAES & VAN DYCK 2001, NEUMANN & CARRECK 2010, POTTS et al. 2010, WEIBULL et al. 2000), aber auch bei Käfern, respektive Laufkäfern (LUKA et al. 2009). Dafür verantwortlich gemacht werden Habitatverlust, Verlust an Futterpflanzen, die generelle Vereinheitlichung der Landwirtschaft und die Intensivierung der Bearbeitung (LUKA et al. 2009, POLASZEK et al. 1999, STOATE et al. 2001, WEIBULL et al. 2000). Der Verlust an Artenreichtum kann dazu führen, dass bestimmte ökosystemare Funktionen nicht mehr gewährleistet werden können (AIZEN et al. 2009, BALVANERA et al. 2006, BOMMARCO et al. 2013, KLEIN et al. 2007, MARTIN et al. 2013, TSCHARNTKE et al. 2005). Bekanntestes Beispiel ist der Rückgang der Honig- und Wildbienen, der einen Einfluss auf die Bestäubung von Nutzpflanzen und somit deren Ertrag hat (AIZEN et al. 2009, GARIBALDI et al. 2013, NEUMANN & CARRECK 2010, WRATTEN et al. 2012). In den Vereinigten Staaten ist die Bereitstellung von Honigbienen zur Bestäubung von Nutzpflanzen ein Wirtschaftszweig geworden (RUCKER et al. 2012). Weitere ökosystemare Leistungen von Insekten sind bekannt. So können parasitisch und räuberisch lebende Insekten zur Bekämpfung von Schadinsekten beitragen. Insekten bauen organische Masse ab und sind am Nährstoffkreislauf und der biogenen Durchmischung beteiligt (LASALLE 1999). Nicht vergessen werden darf, dass Insekten notwendige Nahrung für Vögel sind und Nahrungsmangel als ein Grund für den Rückgang der Agrarvögel gilt (ATKINSON et al. 2004, NEWTON 2004, für Rebhuhn z. B. POTTS 2012).

Blühstreifen und -flächen sind eine Maßnahme, den Artenreichtum in der Agrarlandschaft zu erhalten. Sie werden oft speziell für die Erhöhung des Artenreichtums bei Insekten angelegt. Dabei sollen, neben dem Artenreichtum insgesamt, vor allem Bestäuber für die Aufrechterhaltung der Befruchtung der Feldfrüchte und Räuber für die biologische Schädlingsbekämpfung gefördert werden. Darüber hinaus sollen Blühstreifen beziehungsweise -flächen die Nahrungsgrundlage für Vögel verbessern (HAALAND et al. 2011). In Bayern wurden zwischen 2008 und 2010 über 19.000 Blühflächen auf über 19.000 Hektar angelegt. Sie wurden mit artenreichem Saatgut eingesät und werden seitdem nicht bewirtschaftet oder gepflegt. Pflegemaßnahmen erfolgen nur in Ausnahmefällen (WAGNER & VOLZ 2014). Welchen Beitrag sie leisten können, wurde in einem dreijährigen Projekt untersucht, dessen Abschlussbericht mit dieser Veröffentlichung vorliegt (WAGNER et al. 2014a). Im Teilprojekt Arthropoden (Insekten und Spinnentiere) wurden im Wesentlichen die folgenden Hypothesen geprüft.

1. Blühflächen beheimaten eine an Arten und Individuen reichere Arthropodenfauna als konventionell bewirtschaftete Maisäcker.
2. Blühflächen sind Habitat für seltene und gefährdete Arten der Agrarlandschaft.
3. Blühflächen haben einen positiven Effekt auf die sie umgebende Agrarlandschaft.
4. Bestäuber wie Schwebfliegen reagieren positiv auf das Blütenangebot von Blühflächen.

Arthropoden stellen in der Tierwelt die artenreichste Gruppe. Eine umfassende Untersuchung dieser Tiergruppe ist nicht möglich. In diesem Projekt konnte allerdings eine außergewöhnlich große Zahl von Gruppen bestimmt werden (Tab. 14, Tab. 15).

Beim Versuchsaufbau wurde besonders darauf geachtet, dass diese Aussagen darüber zulässt, ob die untersuchten Taxa über die Blühflächen hinaus in die angrenzende Agrarlandschaft einstrahlen oder nur innerhalb der Blühfläche gefunden wurden. Hinsichtlich der Bewertung der funktionalen Bedeutung der Blühflächen ist dieser Aspekt essentiell.

3.3 Methoden

3.3.1 Standorte und Design

Die Arthropodenfänge wurden im Jahr 2011 an 13 Standorten in zwei Regionen Bayerns durchgeführt. Sechs Standorte lagen in Niederbayern, sieben in Unterfranken. Lage und Nummerierung der Standorte sind aus Abb. 16 und Tab. 13 ersichtlich.

An jedem Standort wurde an jeweils drei Stellen eine Gruppe aus einer Malaisefalle und zwei Bodenfallen (Barberfallen) installiert. Malaisefallen fangen vor allem flugfähige Insekten, Bodenfallen dagegen auf dem Boden lebende (epigäische) Insekten und Spinnentiere. Eine Fallengruppe lag in einer Blühfläche, 20 Meter vom Rand zu einem Maisfeld entfernt (Abkürzung: BF1). Eine Gruppe lag in dem zur Blühfläche angrenzenden Maisfeld, 20 Meter vom Rand der Blühfläche entfernt (Abkürzung: Mais(nah)). Die dritte Fallengruppe lag in einem Maisfeld, 20 Meter von dessen Rand und zirka 500 Meter von den anderen beiden Fallengruppen entfernt sowie nicht in der Nähe zu einer Blühfläche (Abkürzung: Mais(fern)) (Abb. 17). Auf jeder Fläche wurde eine bioform Malaisefalle nach Prof. Bartak (Abb. 18) mit der Fangdose nach Süden aufgestellt. Fangflüssigkeit war ein Glykol (Kühlerflüssigkeit)-Wassergemisch im Verhältnis von 1:3, bei dem mit einem Schuss Spülmittel die Oberflächenspannung herab gesetzt wurde. Zwei Meter südlich und zwei Meter nördlich der Malaisefalle, bei einer Länge der Malaisefalle von 2,3 Meter also 6,3 Meter voneinander entfernt, wurde jeweils eine Bodenfalle eingegraben. Die Bodenfallen hatten eine Öffnung von sieben Zentimetern Durchmesser und eine Tiefe von neun Zentimetern. Zum Schutz vor Regenwasser, wurde zirka fünf Zentimeter über der Geländekante eine Abdeckung aus Plexiglas angebracht. Die Fangflüssigkeit ebenfalls eine Glykol-Wassergemisch (1:3) mit Zugabe von Spülmittel.



Abb. 15: Honigbiene (*Apis mellifera*), Aufnahmedatum 24.7.2012.

Tab. 12: Bezeichnung und Gaus-Krüger-Koordinaten der Fallengruppen. Nutzung BFl = Blühfläche, Mais(nah) = blühflächennahes Maisfeld, Mais(fern) = blühflächenfernes Maisfeld, Koordinaten aus ArcMap 10 (Koordinatensystem: DHDN_3_Degree_Gauss_Zone_4).

Standort	Nutzung	Gemeinde	X-Koordinate	Y-Koordinate
501	BFl	Euerbach	4365163	5547937
501	Mais(nah)	Euerbach	4365122	5547937
501	Mais(fern)	Euerbach	4365025	5549354
503	BFl	Werneck	4366929	5539757
503	Mais(nah)	Werneck	4366889	5539743
503	Mais(fern)	Werneck	4365980	5539729
508	BFl	Buchbrunn	4364074	5516451
508	Mais(nah)	Buchbrunn	4364035	5516463
508	Mais(fern)	Buchbrunn	4365392	5516105
512	BFl	Karlstadt	4335040	5535118
512	Mais(nah)	Karlstadt	4335042	5535148
512	Mais(fern)	Seinsfeld	4335009	5536231
513	BFl	Gemünden am Main	4338328	5550239
513	Mais(nah)	Gemünden am Main	4338293	5550217
513	Mais(fern)	Gemünden am Main	4339269	5550243
520	BFl	Hendungen	4386664	5583313
520	Mais(nah)	Hendungen	4386624	5583306
520	Mais(fern)	Hendungen	4386166	5584746
521	BFl	Münnerstadt	4378502	5569478
521	Mais(nah)	Münnerstadt	4378539	5569475
521	Mais(fern)	Münnerstadt	4378873	5571555
526	BFl	Mamming	4545157	5387782
526	Mais(nah)	Mamming	4545194	5387795
526	Mais(fern)	Mamming	4544905	5389012
534	BFl	Geiselhöring	4529693	5409122
534	Mais(nah)	Geiselhöring	4529658	5409098
534	Mais(fern)	Geiselhöring	4530090	5408774
545	BFl	Landau an der Isar	4554664	5385414
545	Mais(nah)	Landau an der Isar	4554645	5385448
545	Mais(fern)	Simbach	4554217	5384204
547	BFl	Mallersdorf-Pfaffenberg	4513370	5404332
547	Mais(nah)	Mallersdorf-Pfaffenberg	4513360	5404286
547	Mais(fern)	Mallersdorf-Pfaffenberg	4513046	5404685
551	BFl	Wallersdorf	4556093	5398672
551	Mais(nah)	Wallersdorf	4556128	5398633
551	Mais(fern)	Wallersdorf	4556602	5398121
555	BFl	Aholming	4566230	5401339
555	Mais(nah)	Aholming	4566191	5401344
555	Mais(fern)	Aholming	4567104	5401892

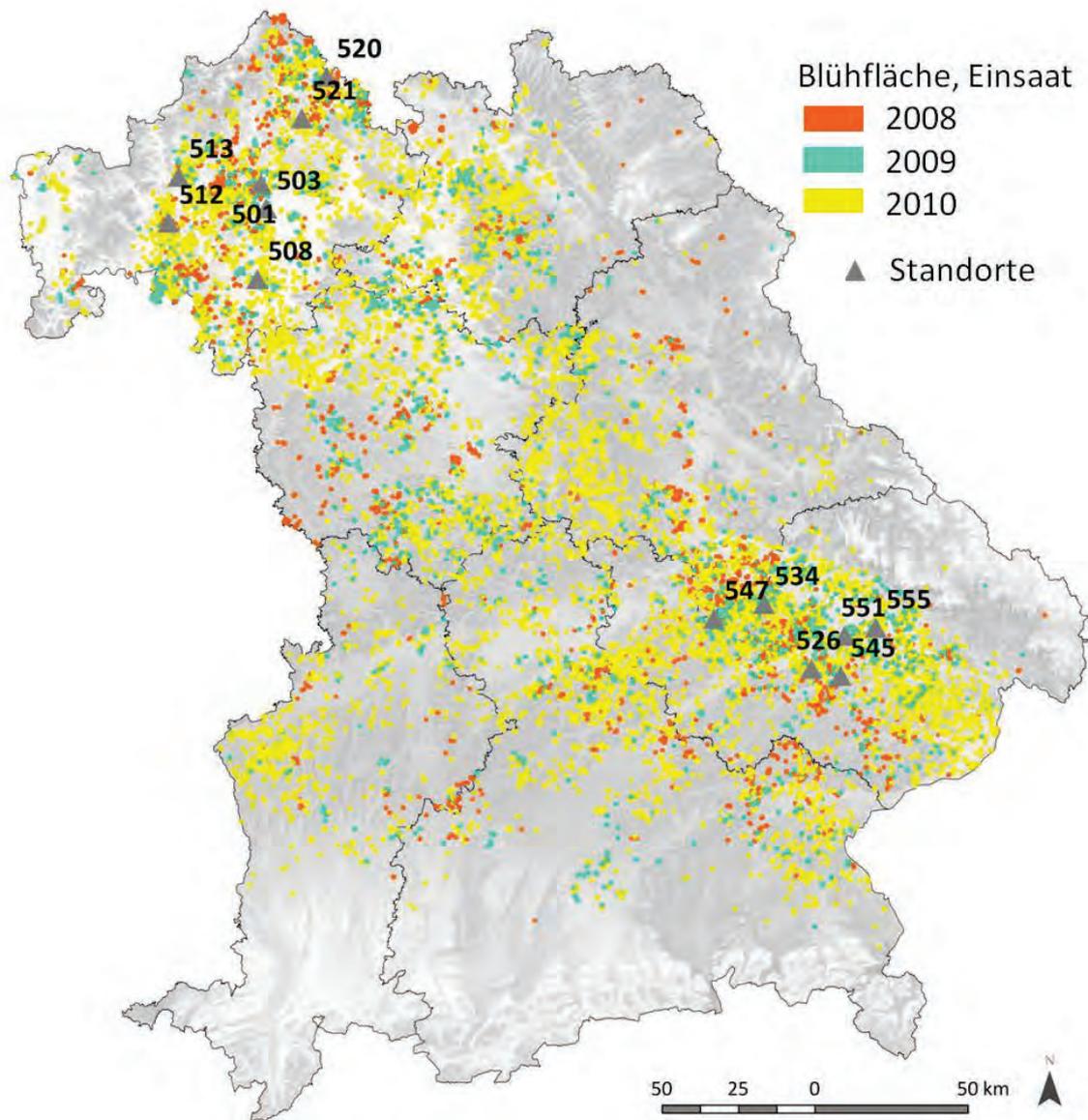


Abb. 16: Lage der 13 Standorte mit Insektenfängen.

Tab. 13: Leerungsintervalle der Malaise- und Bodenfallenfänge.

Durchgang	Leerungsdatum	Anzahl Tage fängig
1	20.06.2011	8
2	27.06.2011	7
3	14.07.2011	7
4	21.07.2011	7
5	22.08.2011	6
6	30.08.2011	8

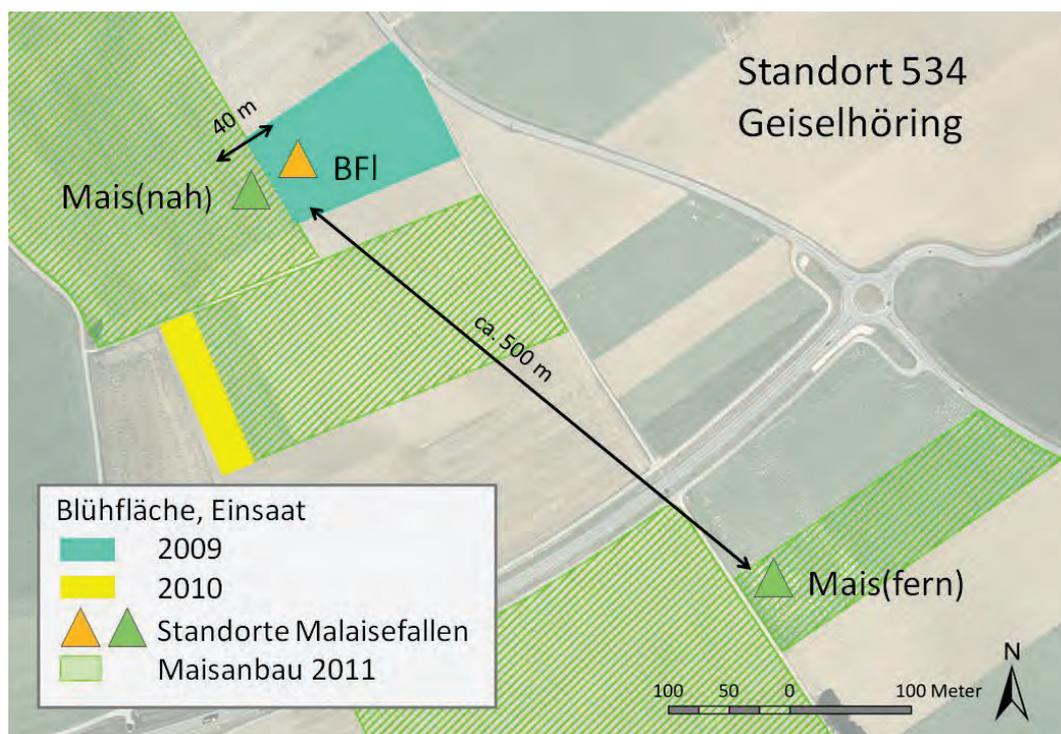


Abb. 17: Räumliche Anordnung der Fallengruppen am Standort 534 Geiselhöring, Niederbayern, BFI = Fallen auf Blühfläche, Mais(nah) = Fallen im blühflächennahen Maisfeld, Mais(fern) = Fallen im blühflächenfernen Maisfeld.



Abb. 18: LINKS: bioform Malaisefalle nach Prof. Bartak in oliver Ausführung. Insgesamt wurden 39 Fallen (3 pro Standort), installiert. Die Fangdose zeigte nach Süden. RECHTS: Bodenfalle mit Abdeckung aus Plexiglas 5 cm über der Oberfläche. Fangflüssigkeit war jeweils ein Glykol-Wassergemisch im Verhältnis von 1:3 mit einem Schuss Spülmittel.

Insgesamt erfolgten sechs Leerungen zwischen dem 13. Juni und dem 30. August 2011 (Tab. 13). Die Fallen waren je Durchgang zwischen sechs und acht Tage fängig. Die Sortierung der Fänge wurde in zirka 1.000 Stunden durch studentische Hilfskräfte, Christian Wagner und Philipp Wieland (WIELAND 2012) geleistet. Die Bestimmung der einzelnen Gruppen auf Artniveau erfolgte durch Experten (Tab. 14). Die Insektenfänge wurden durch die Naturschutzbehörden der Regierung von Oberfranken, Mittelfranken, Unterfranken und Niederbayern genehmigt.

Tab. 14: Experten Tierbestimmung.

Name	Tiergruppe
Büche, Boris	Käfer (Coleoptera) ohne Laufkäfer
Burmeister, Johannes (LfL)	Laufkäfer (Carabidae)
Beyer, Finn (LfL)	Regenwürmer (Lumbricidae)
Gossner, Martin	Wanzen (Heteroptera)
Gruppe, Axel	Netzflügler (Neuroptera), Kamelhalsfliegen (Rhaphidioptera), Schnabelfliegen (Mecoptera)
Hopfenmüller, Sebastian	Bienen (Apidae)
Hünefeld, Frank	Tagschmetterlinge (Gruppe der Lepidoptera)
Merkel-Wallner, Gisela	Schwebfliegen (Syrphidae)
Muster, Christoph	Spinnentiere (Arachnida)
Nickel, Herbert	Zikaden (Cicadina)
Rudzinski, Hans-Georg	Zweiflügler (Diptera) ohne Schwebfliegen

3.3.2 Auswertung

Malaisefallenfänge und Bodenfallenfänge wurden getrennt ausgewertet. In diesem Kapitel werden die Malaisefallenfänge bearbeitet. In BURMEISTER & WAGNER (2014) werden die Ergebnisse der Bodenfallenfänge dargestellt.

Zur Beantwortung von Hypothese (1) bis (3) wurden der Artenreichtum (Anzahl Arten) und die Abundanz (Anzahl Individuen) aller Arten und der Rote-Liste Arten für die drei Varianten Blühfläche (BF1), blühflächennahes Maisfeld (Mais(nah)) und blühflächenfernes Maisfeld (Mais(fern)) in einem Friedman-Test für verbundene Stichproben auf Unterschiede getestet ($n = 13$ Standorte). Posthoc wurden die verbundenen Stichproben paarweise mit dem Wilcoxon-Test verglichen (SAS Enterprise Guide 4.3). Die Darstellung erfolgt in Boxplots mit den Differenzen der jeweils verbundenen Varianten (zur Darstellung siehe WAGNER & VOLZ 2014).

Der Einfluss der Umwelteigenschaften auf das Insekten- und Spinnentivorkommen auf den 13 Blühflächen wurde für Artenreichtum und Abundanz aller Arten, der Schwebfliegen (Syrphidae), der Bestäuber und Rote-Liste Arten jeweils mit einem generalisierten linearen Modell (Glm, R Version i386 3.0.2) getestet. Die Individuensummen waren überstreut (overdispersion) und wurden deswegen nicht mit einer „Poisson“-Verteilung, sondern einer „Quasipoisson“-Verteilung gerechnet. Die Anzahl der $n = 13$ Blühflächen beschränkte die Anzahl der Umweltvariablen, die getestet werden konnten. Wichtig war uns, neben der Region, den Blühaspekt (Anzahl blühender Pflanzenarten) und die Landschaftskomplexität (Ackerfläche im Radius von 500 m) zu prüfen. Die Umweltvariablen wurden

auf Normalverteilung getestet und da normalverteilt (Test mit Kolmogorov-Smirnov-Test, p jew. $> 0,05$) nur z-transformiert. Ein p-Wert kleiner 0,05 zeigt an, dass ein Ergebnis signifikant ist.

3.4 Ergebnisse

In die Auswertungen gingen 10.082 Datensätze aus Malaisefallen und 5.071 Datensätze aus Bodenfallen mit 56.015 beziehungsweise 28.334 Individuen ein. Sie verteilen sich auf 880 Arten respektive 368 Arten. Im Gesamtprojekt wurden 1.041 Tierarten, davon 983 Arthropoden bestimmt (Tab. 15). Im Folgenden sind die Ergebnisse der Malaisefallenfänge dargestellt.

*Tab. 15: Im Projekt faunistische Evaluierung von Blühflächen auf Blühflächen in Bayern nachgewiesene Tierarten Stand 19.11.2013. Die Artenzahl wird sich vor allem bei den Zweiflüglern noch erhöhen. * = z.B. Ameise (Formicidae) etc.*

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	Anzahl Arten
Regenwürmer	Lumbricidae	8
Spinnen und Weberknechte	Arachnida	67
Springschrecken	Orthoptera	10
Zikaden	Cicadina	107
Wanzen	Heteroptera	103
Schnabelfliegen, Kamelhalsfliegen, Netzflügler	Mecoptera, Raphidioptera, Neuroptera	15
Käfer ohne Laufkäfer	Coleoptera	297
Laufkäfer	Carabidae	74
Bienen inkl. Honigbiene	Apidae	21
Tagfalter und Widderchen	Gruppe der Lepidoptera	11
Zweiflügler ohne Schwebfliegen	Diptera	174
Schwebfliegen	Syrphidae	75
Vögel	Aves	52
Niederwild		6
zusätzlich auf Familien- oder Ordnungsniveau bestimmt*		21
Summe		1.041

3.4.1 Phänologie der Insektenvorkommen

Im Jahresverlauf ergaben sich deutliche Muster. So stiegen Artenreichtum und Abundanz bis zur dritten Leerung Mitte Juli an und sanken danach wieder. Dabei kamen über den gesamten Untersuchungszeitraum mehr Arten und Individuen auf Blühflächen vor als in Maisfeldern (Abb. 19).

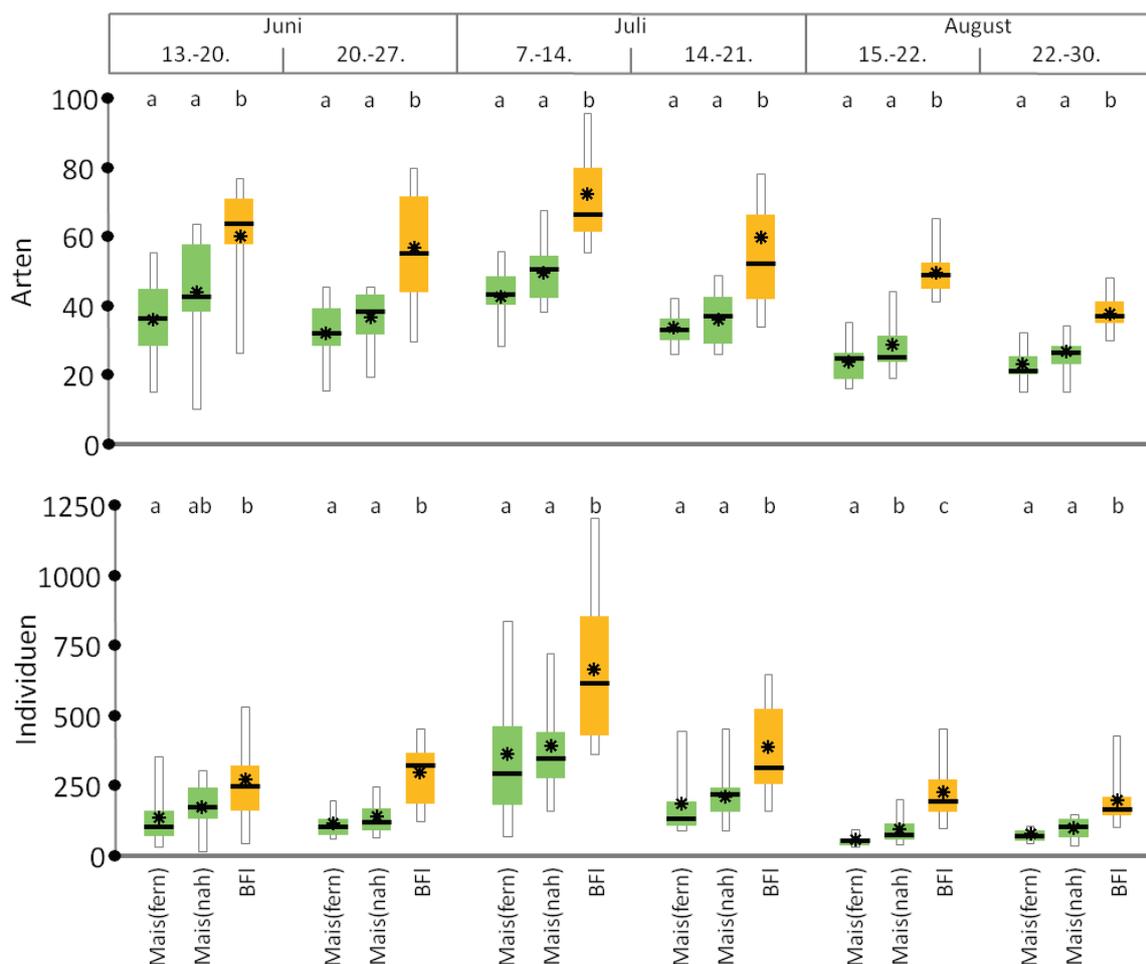


Abb. 19: Artenreichtum (oben) und Abundanz (unten) bei Insekten und Spinnentieren in den 6 Fangperioden 2011, BFI = Blühfläche, Mais(nah) = blühflächennaher Maisacker, Mais(fern) = blühflächenferner Maisacker, n = 13 Standorte á 3 Fallen, Friedman-Test und nachgeschaltet Wilcoxon-Test für jede Fangperiode, unterschiedliche Buchstaben (a, b) geben signifikante Unterschiede an.

3.4.2 Vergleich Maisäcker und Blühflächen

Es zeigt sich, dass nicht nur mehr Arten und Individuen auf Blühflächen als auf Maisfeldern vorkamen, sondern auch mehr Arten und Individuen auf blühflächennahen Maisfeldern (Mais(nah)) als auf blühflächenfernen Maisfeldern (Mais(fern)) (Tab. 16, Abb. 20).

Bei Betrachtung der Rote Liste Bayern-Arten war das Ergebnis weniger aussagekräftig. Bei allgemein sehr geringen Arten- und Individuenzahlen mit durchschnittlich 2,1 bis 5,2 Arten und 8,5 bis 12,9 Individuen der Roten Liste pro Malaisefalle waren nur die Unterschiede bei den Arten zwischen Blühfläche (Bfi) und den Maisfeldern (Mais(nah), Mais(fern)) signifikant (Tab. 17, Abb. 21).

Tab. 16: Artenreichtum und Abundanz aller in Malaisefallen gefangener Arthropoden (Insekten und Spinnentiere). mw = Mittelwert \pm Standardabweichung, Mais(fern) = blühflächenfernes Maisfeld, Mais(nah) = blühflächennahes Maisfeld, BFl = Blühfläche, n = 13 Standorte á 3 Fallen.

Standort	Artenreichtum			Abundanz		
	Mais(fern)	Mais(nah)	BFl	Mais(fern)	Mais(nah)	BFl
501	121	137	169	783	1147	1961
503	118	100	154	1007	1074	2342
508	91	113	155	664	720	1589
512	112	130	169	918	909	2867
513	133	166	161	646	1255	1587
520	103	119	162	455	933	1313
521	123	127	161	668	794	1487
526	102	139	190	728	1054	3082
534	113	124	165	1669	1432	1619
545	123	136	170	1147	966	2327
547	98	123	216	919	1172	3291
551	98	119	182	1503	1509	2511
555	65	100	192	1122	1757	3088
mw	107,7 \pm 17,1	125,6 \pm 16,7	172,8 \pm 17,0	940,7 \pm 336,4	1132,5 \pm 284,2	2235,7 \pm 665,5

Tab. 17: Rote Liste Bayern: Artenreichtum und Abundanz der in Malaisefallen gefangenen Arthropoden (Insekten und Spinnentiere) der Rote Liste Bayerns. mw = Mittelwert \pm Standardabweichung, BFl = Blühfläche, Mais(nah) = blühflächennahes Maisfeld, Mais(fern) = blühflächenfernes Maisfeld, n = 13 Standorte á 3 Fallen.

Standort	Artenreichtum RL-Arten			Abundanz RL-Arten		
	Mais(fern)	Mais(nah)	BFl	Mais(fern)	Mais(nah)	BFl
501	3	4	5	15	16	6
503	2	2	7	15	23	25
508	2	5	3	11	23	10
512	3	2	5	3	3	10
513	0	1	6	0	1	17
520	2	2	2	2	3	4
521	4	1	5	6	1	6
526	4	5	6	5	37	14
534	1	2	4	7	16	5
545	2	3	7	5	9	9
547	1	4	5	2	11	5
551	2	1	6	32	8	22
555	1	6	7	7	17	17
mw	2,1 \pm 1,1	2,9 \pm 1,6	5,2 \pm 1,5	8,5 \pm 8,2	12,9 \pm 10,2	11,5 \pm 6,6

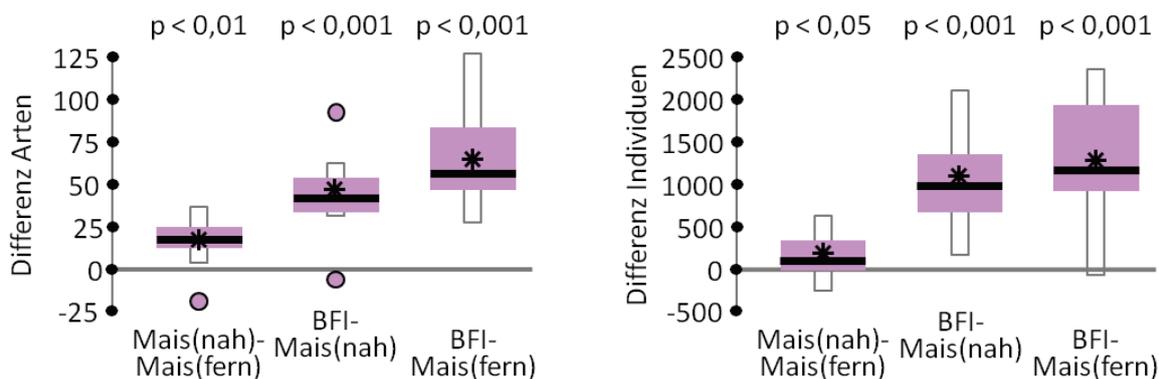


Abb. 20: Arthropoden (Insekten und Spinnentiere), Differenz Arten(reichtum) (links) bzw. Abundanz (Individuen) (rechts), $n = 13$ Standorte á 3 Fallen, Wilcoxon-Test.

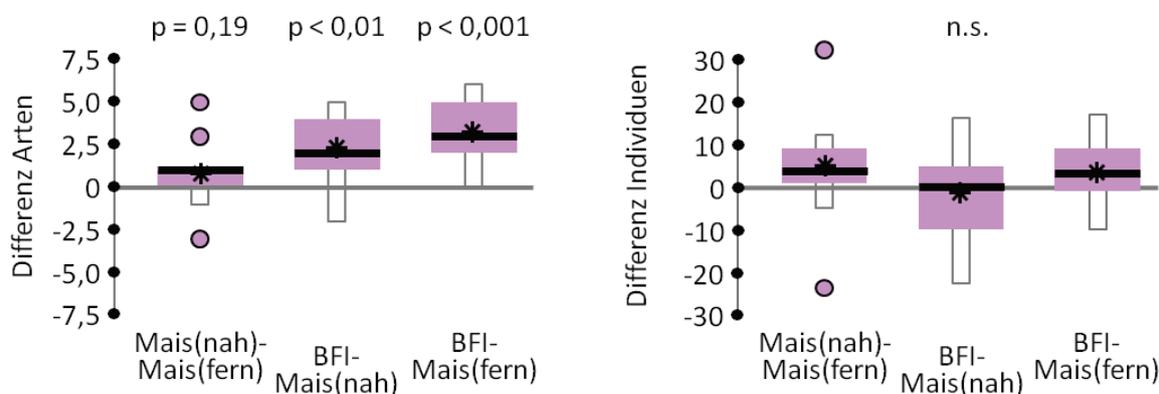


Abb. 21: Arthropoden (Insekten und Spinnentiere) Rote Liste Bayern-Arten, Differenz Arten(reichtum) (links) bzw. Abundanz (Individuen) (rechts), BFI = Blühfläche, Mais(nah) = blühflächennahes Maisfeld, Mais(fern) = blühflächenfernes Maisfeld, $n = 13$ Standorte á 3 Fallen, n.s. = vorgeschalteter Friedman-Test nicht signifikant, Wilcoxon-Test.

3.4.3 Einfluss von Umweltfaktoren

Die gerechneten Modelle zeigten vor allem einen Einfluss der Regionen Unterfranken und Niederbayern auf die untersuchten Messgrößen. Ansonsten konnte ein positiver Effekt der Anzahl blühender Pflanzenarten auf den Artenreichtum von Schwebfliegen ($p < 0,001$) und tendenziell Artenreichtum von Bestäubern ($p < 0,1$) aufgezeigt werden. Die Landschaftskomplexität, gemessen als Ackerfläche im Radius von 500 Meter, konnte nicht mit den Messgrößen in Verbindung gebracht werden (Tab. 18).

Tab. 18: Einfluss von Umweltvariablen auf Artenreichtum und Abundanz aller Arten, Schwebfliegen, Bestäubern und Rote Liste Arten. Methode = „Poisson“, $n = 13$ Blühflächen, $p =$ Modellgüte (intercept), (*) = $p < 0,1$, * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$, *** = $p < 0,001$, + = positiver Einfluss, - = negativer Einfluss, wenn kein Zeichen, dann nicht signifikant. Die Region als Klassenvariable hat keine Richtung.

Messgröße	p	Region	Anzahl blühender Pflanzenarten	Ackerfläche im Radius von 500 m
Artenreichtum alle Arten	***	***	(+)	
Abundanz alle Arten	***	*		
Artenreichtum Rote-Liste Arten	***			
Abundanz Rote-Liste Arten	***			
Artenreichtum Schwebfliegen	***	*	++	
Abundanz Schwebfliegen	***	*		
Artenreichtum Bestäuber	***	**	(+)	
Abundanz Bestäuber	***	**		

3.5 Diskussion

3.5.1 Wirksamkeit von Blühflächen

Blühflächen sind arten- und individuenreicher als Maisfelder. Dass Blühflächen den Artenreichtum in der Agrarlandschaft erhöhen, war zu erwarten gewesen. Schon bei Brachen und anderen ruderalen Randstrukturen, sowie gesäten Wildblumenstreifen, wurde dies festgestellt (DITNER et al. 2013, Zusammenfassung in HAALAND et al. 2011 und SCHEPER et al. 2013). Pollen- und nektarreiche Kräutermischungen, wie sie auf Blühflächen verwendet werden, sind entomologisch meist noch hochwertiger als reine Sukzessionsbrachen und gesäte Wildblumenstreifen (HAALAND et al. 2011), so dass der klare Effekt nicht überrascht.

Nicht zwangsläufig zu erwarten war, dass Blühflächen mit ihrem Arten- und Individuenreichtum in die umgebende Landschaft ausstrahlen. Dies konnte in dieser Studie durch höheren Artenreichtum und höhere Abundanz auf blühflächennahen gegenüber blühflächenfernen Maisäckern gezeigt werden. In Norddeutschland wurde das Hineinwirken von Randstreifen in bewirtschaftete Kulturen für Schwebfliegen ebenfalls nachgewiesen (HAENKE et al. 2009). Auch bei verschiedenen Spinnenfamilien zeigt sich ein positiver Effekt von Buntbrachen, das Schweizer Pendant zu den bayerischen Blühflächen, in benachbartem Wintergetreide (SCHMITDT-ENTLING & DÖBELI 2009). Höhere Abundanzen von zum Beispiel Blattläuse fressenden Schwebfliegen oder räuberisch lebenden Spinnen, bedeuten auch eine potentiell bessere Schädlingskontrolle (BIANCHI et al. 2006, HAALAND et al. 2011, HAENKE et al. 2009, LANDIS et al. 2000). Blattläuse jedenfalls nehmen bei Ausschluss von Räubern im Wintergetreide signifikant zu (SCHMIDT et al. 2003). In der Schweiz wurde auch gezeigt, dass Randstreifen die Effektivität der die Kohlmotte (*Plutella xylostella*) parasitierenden Schlupfwespe *Diadegma semiclausum* erhöhen (LAVANDERO et al. 2005). Andererseits konnte ein nur eingeschränkter Effekt von Randstreifen unterschiedlicher Ausprägung auf die Parasitierungsraten der Larven der Kohleule und des Kleinen Kohlweißlings (*Mamestra brassicae*, *Pieris rapae*) in benachbarten Kohl-

feldern gefunden werden (PIFFNER et al. 2009). Allgemein ist wenig über den Beitrag von Randstreifen respektive Blühflächen bei der Schädlingsbekämpfung in Kulturen bekannt. Weitere Untersuchungen werden den Nutzen von Blühflächen für die Schädlingsbekämpfung bestätigen (BIANCHI et al. 2006, HAALAND et al. 2011).

SCHEPER et al. (2013) arbeiten in einer Literaturübersicht heraus, dass Agrarumweltmaßnahmen für Bestäuber in einfachen Landschaften den größten Effekt zeigen. In komplexen Landschaften ist der Effekt geringer und in ausgeräumten Landschaften gibt es durch Agrarumweltmaßnahmen keinen positiven Effekt auf Bestäuber. HAENKE et al. (2009) konnten zeigen, dass in einheitlichen, intensiv genutzten Landschaften mehr Schwebfliegen auf Blühstreifen vorkommen als in komplexen Landschaften. Schlussfolgerung ist, dass Agrarumweltmaßnahmen und Blühstreifen bevorzugt in ausgeräumten Landschaften angelegt werden sollten. Dies ist ein Ergebnis, welches wir auf bayerischen Blühflächen zwar nicht bei Insekten, aber bei Vögeln (WAGNER 2014) und Niederwild (WAGNER et al. 2014b) nachweisen konnten.

3.5.2 Seltene Arten

Von Blühflächen profitieren vor allem häufige Arten. Insgesamt wurden nur wenige seltene Arten festgestellt. Dieses Ergebnis ist auch typisch für gesäte Wildblumenstreifen (HAALAND et al. 2011, MEEK et al. 2002, PYELL et al. 2005). Ein möglicher Grund ist, dass seltene Insektenarten oft ausbreitungsschwach sind (TSCHARNTKE et al. 2002). Dass auf Blühflächen keine seltenen Insekten und Spinnentiere vorkommen, mindert nicht deren Wert. Andere Tiergruppen, wie zum Beispiel gefährdete Vögel, profitieren von der Insektennahrung unabhängig von der Seltenheit der vorkommenden Arten (WAGNER 2014).

3.5.3 Region

Dass die Region Artenreichtum und Abundanz von Insekten auf den Blühflächen beeinflusst, ist wenig verwunderlich. Niederbayern und Unterfranken unterscheiden sich unter anderem grundsätzlich hinsichtlich Landschaftsrelief, Boden, Klima, Anbau unterschiedlicher Feldfrüchte, Waldanteil und Ausstattung der umgebenden Landschaft mit nicht bewirtschafteten Habitaten. Allein zu dem Thema, wie die Landschaftsstruktur die Fauna von Brachen oder Stilllegungsflächen und eingeschränkt Blühstreifen beeinflusst, gibt es zahlreiche Untersuchungen (Zusammenfassungen z. B. in BATÁRY et al. 2011, DOVER & SETTELE 2009, TSCHARNTKE et al. 2011, 2012). Regionale Unterschiede werden bei der Förderung/Anlage von Blühflächen kaum berücksichtigt werden können. Deswegen soll der Einfluss der Region auf den Artenreichtum von Insekten und Spinnentieren hier nicht weiter diskutiert werden.

3.5.4 Anzahl Pflanzenarten und Bestäuber

Europaweit werden 85 Prozent der 264 Kulturpflanzen-Arten von Tieren und dabei hauptsächlich Bienen bestäubt (AIZEN et al. 2009). Der Bedeutung entsprechend wurde der ökonomische Wert der Bestäubung von Kulturpflanzen im Jahr 2005 auf 153 Milliarden Euro geschätzt (GALLAI et al. 2009). Trotz der enormen wirtschaftlichen Relevanz wurde die Bestäubung von Feldfrüchten lange Zeit als ein kostenloser Service der Natur angesehen. In der Zwischenzeit haben blütenbestäubende Insekten in vielen Agrarlandschaften

aber so stark abgenommen, dass erste wirtschaftliche Auswirkungen sichtbar werden (AIZEN et al. 2009, GALLAI et al. 2009, GARIBALDI et al. 2013, KLUSER & PEDUZZI 2007). Bisher ging man davon aus, dass vor allem Honigbienen Bestäuberleistungen erbringen. Es hat sich aber gezeigt, dass weltweit in vielen Fällen wild lebende Insekten viel effektivere und wichtigere Bestäuber sind als Honigbienen (GARIBALDI et al. 2013). Dabei sind Artenreichtum und Besuchsraten von Bestäubern stark von der Entfernung zu natürlichen oder halbnatürlichen Habitaten abhängig (RICKETTS et al. 2008). Eine genügende Ausstattung mit diesen Habitaten ist also wichtig für die Bestäubung von Kulturpflanzen.

Schwebfliegen sind nach den Wildbienen und den Honigbienen die wichtigsten Bestäuber von Wild- und Nutzpflanzen und als Larven wichtige Blattlausantagonisten (RÖDER 1990). Ihre Bedeutung wurde lange Zeit unterschätzt. Neue Studien zeigen zum Beispiel, dass Raps mehr Blüten und Samen ansetzt, wenn er von Hainschwebfliegen (*Episyrphus balteatus*) besucht wird (JAUKER & WOLTERS 2008, OFFENBERGER 2013). Das Vorkommen von Schwebfliegen wird so zu einem wirtschaftlich wirksamen Faktor.

Die Blühflächen in Bayern sind Lebensraum von Schwebfliegen. Sie waren mit über 20.000 Individuen die Gruppe mit den meisten Individuen aller in diesem Projekt bestimmter Tiergruppen. Bei den Schwebfliegen nahm der Artenreichtum mit zunehmender Anzahl blühender Pflanzenarten auf den Blühflächen zu. Tendenziell war dieses Muster auch bei der Gilde der Blütenbesucher und beim Artenreichtum aller mit Malaisefalle gefangener Insekten und Spinnentiere sichtbar. In drei Literaturübersichten wird die Bedeutung der pollen- und nektarreichen Mischungen zur Förderung bestäubender Insektenarten in den Vordergrund gestellt. Die Blütenmenge und die Anzahl an Pflanzenarten, letztere war auch in unserem Projekt signifikant, sind positiv mit dem Vorkommen von Bestäubern, wie Bienen, Hummeln und Schwebfliegen korreliert (HAALAND et al. 2011, SCHEPER et al. 2013, TSCHARNTKE et al. 2011). Da auf Blühflächen über mehrere Monate ein vielfältiges Pflanzenspektrum blüht (WIELAND 2012), können Trachtlücken, die eventuell im Juni und ab Ende Juli auftreten und zu ernsthaften Nahrungsengpässen bei Bienen und Hummeln führen können, abgemildert werden. Ebenso stellen Blühflächen, die mehrere Jahre nicht bewirtschaftet werden, Neststandorte zum Beispiel für Hummeln zur Verfügung (GATHMANN et al. 1994, LYE et al. 2009, MÜLLER 2012). Die Konsequenz aus den Ergebnissen ist die Empfehlung, dass Blühflächen so Blütenpflanzenartenreich als möglich angelegt werden und ein besonderer Fokus auf artenreiche Saatgutmischungen gelegt wird.

3.5.5 Alter, Sukzession und Management

Brachen, Stilllegungsflächen und gesäte Blühstreifen beziehungsweise -flächen unterliegen einer Sukzession. Hauptaspekt der Vegetationssukzession ist eine nach zwei Jahren abrupt wechselnde Pflanzenartenzusammensetzung. Einjährige Pflanzenarten werden unterdrückt, ausdauernde Pflanzenarten setzen sich durch. Dies geht meist mit einer Zunahme der Vegetationsdichte und einer Abnahme an Pflanzenarten einher (BOATMEN et al. 2011, TSCHARNTKE et al. 2011), die aber bei mit artenreichem Saatgut etablierten Blühflächen oft sehr moderat von statten geht (CRITCHLEY et al. 2000, WAGNER & VOLZ 2014). Im weiteren Sukzessionsverlauf setzen sich Gräser durch, die für Bestäuber weniger attraktiv sind (BOATMEN et al. 2011, CRITCHLEY et al. 2000).

Daraus ergibt sich die Frage, in welchem Alter Blühflächen am wertvollsten sind. Die eigenen Untersuchungen fanden auf gleich alten Blühflächen statt, so dass wir keine Aussa-

ge dazu machen können. Andere Untersuchungen zeichnen aber ein klares Bild. Mehrjährige Brachen oder Stilllegungsflächen beherbergen diversere Insektengemeinschaften und höhere Insektenabundanzen als einjährige Flächen (HAALAND et al. 2011, TSCHARNTKE et al. 2011). Das optimale Alter hängt unter anderem vom Ziel ab. Auf Brachen im zweiten Jahr wachsen noch viele annuelle Ackerwildkräuter, die speziell seltenen Schmetterlings- und Käferarten Nahrung bieten können. Ältere Brachen ab dem dritten Jahr zeigen vor allem hohen Artenreichtum und Abundanzen und werden auch von wenig mobilen Insekten, wie Ameisen, besiedelt (TSCHARNTKE et al. 2011). Räuber – hier Spinnen – kommen auf sechsjährigen Blühflächen häufiger vor als auf einjährigen (DENYS & TSCHARNTKE 2002) und ebenso Kurzflügelkäfer (Staphylinidae), die mit zunehmendem Alter von Buntbrachen häufiger werden, womit gezeigt wurde, dass mit dem Alter der Wert von – hier – Schweizer Buntbrachen für überwinternde Insekten zunimmt (FRANK & REICHHART 2004). Da Blühflächen theoretisch kontinuierlich angelegt und wieder aufgegeben werden, gibt es in der Landschaft Blühflächen unterschiedlichen Alters, so dass junge und alte Blühflächen unterschiedliche Funktionen übernehmen können und die einzelne Blühfläche möglichst lange existieren sollte (siehe HAALAND et al. 2011).

Eine weitere wichtige Frage lautet: Pflege ja oder nein? Wenn die Flächen nicht gemäht werden, akkumulieren sich abgestorbene Pflanzenreste, wie zum Beispiel Sonnenblumen- oder Kardenstängel, die bis weit ins nächste Standjahr hinein das Aussehen der Blühfläche beherrschen. Sie bieten Überwinterungsplätze und Nahrungshabitate, beschatten aber den Boden und führen in letzter Konsequenz zu einer Abnahme lichtliebender – einjähriger – Pflanzenarten, was sich auf die Insektengemeinschaft auswirken kann. Wenn gemäht und der Aufwuchs abgefahren wird (Mulchen ist immer die schlechteste Variante), werden oben genannte Strukturen zerstört, viele potentielle Überwinterungshabitate vernichtet und mit dem Mähgut werden Insekten getötet oder abtransportiert (WAGNER 2004). Da Blühflächen zeitlich auf fünf Jahre begrenzt sind, ist ein Gehölzaufwuchs nicht zu befürchten.

Da eine Pflegemahd in der Regel im Herbst erfolgt, sind gemähte Flächen im Winter niedrig und ohne alte Strukturen beziehungsweise Streuauflage. Streu wird aber als wichtiger Faktor für die Überwinterung von Nützlingen auf Randhabitaten angesehen (WIEDEMEIER & DUELLI 2000). Ungestörte Überwinterungsplätze mit hoher Dichte bevorzugen Kurzflügelkäfer (Staphylinidae) in der Schweiz (FRANK & REICHHART 2004), wobei die meisten Untersuchungen sich auf im Boden überwinternde Arten konzentrieren und deswegen dort die Bodenruhe der bestimmende Faktor ist (FRANK & REICHHART 2004, PFIFFNER & LUKA 2000, SOTHERTON 1984).

Kurz erwähnt sei, dass Aussagen zu optimaler Größe und Vernetzung einzelner Blühfläche kaum möglich sind. Zu artenreich und inhomogen in ihrem Ausbreitungsverhalten ist die betrachtete Gruppe (TSCHARNTKE et al. 2002). Die untersuchten Blühflächen waren sicher weit über der Schwellengröße, bei der noch ein Effekt der Größe auf Artenreichtum oder Abundanz festgestellt werden könnte (siehe aber BURMEISTER & WAGNER 2014). WIEDEMEIER und DUELLI (2000) immerhin empfehlen für eine effektive Kontrolle von Schädlingen durch am Boden lebende Arthropoden Abstände von 50 bis 100 Meter zwischen ungenutzten Randstreifen.

3.6 Literatur

- AIZEN, M.A., GARIBALDI, L.A., CUNNINGHAM, S.A., KLEIN, A.M. (2009): How much does agriculture depends on pollinators? Lessons from long-term trends in crop production. – *Annals of Botany* 103, 1579-1588.
- ATKINSON, P.W., BUCKINGHAM, D., MORRIS, A.J. (2004): What factors determine where invertebrate-feeding birds forage in dry agricultural grasslands? – *Ibis* 146/Suppl. 2, 99-107.
- BALVANERA, P., PFISTERER, A.B., BUCHMANN, N., HE, J.-S., TAKASHIZUKA, T., RAFFAELLI, D., SCHMID, B. (2006): Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. – *Ecology Letters* 9, 1146-1156.
- BATÁRY, P., BÁLDI, A., KLEIJN, D., TSCHARNTKE, T. (2011): Landscape-moderated biodiversity effects of agri-environmental management: a meta-analysis. – *Proceedings of the Royal Society B* 278, 1894-1902.
- BIANCHI, F.J., BOOIJ, C., TSCHARNTKE, T. (2006.): Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. – *Proceedings of the Royal Society B* 273, 1715-1727.
- BIESMEIJER, J.C., ROBERTS, S.P.M., REEMER, M., OHLEMULLER, R., EDWARDS, M., PEETERS, T., SCHAFFERS, A.P., POTTS, G., KLEUKERS, R., THOMAS, C.D., SETTELE, J., KUNIN, W.E. (2006): Parallel declines in pollinators and insect pollinated plants in Britain and the Netherlands. – *Science* 313, 351-354.
- BOATMAN, N.D., JONES, N.E., CONYERS, S.T., PIETRAVALLE, S. (2011.): Development of plant communities on set-aside in England. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* 143, 8-19.
- BOMMARCO, R., KLEIJN, D., POTTS, S.G. (2013): Ecological intensification: harnessing ecosystem services for food security. – *Trends in Ecology and Evolution* 28, 230-238.
- BURMEISTER, J., WAGNER, C. (2014): Epigäische Arthropoden. – *Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft* 1/2014, 65-77.
- CRITCHLEY, C.N.R., FOWBERT, J.A. (2000): Development of vegetation on set-aside land for up to nine years from a national perspective. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* 79, 159-174.
- 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.
- DOVER, J., SETTELE, J. (2009): The influences of landscape structure on butterfly distribution and movement: a review. – *Journal of Insect Conservation* 13, 3-27.
- GALLAI, N., SALLES, J., SETTELE, J., VAISSIÈRE, E.E. (2009): Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. – *Ecological Economics* 68, 810-821.
- GARIBALDI, L.A., STEFFAN-DEWENTER, I., WINFREE, R., AIZEN, M.A., BOMMARCO, R., CUNNINGHAM, S.A., KREMEN, C., CARVALHEIRO, L.G., HARDER, L.D., AFIK, O., BARTOMEUS, I., BENJAMIN, F., BOREUX, V. et al. (2013): Wild pollinators enhance fruit set of crops regardless of honey bee abundance. – *Science* 339, 1608-1611.

- GATHMANN, A., GREILER, H.-J., TSCHARNTKE, T. (1994): Trap-nesting bees and wasps colonizing set-aside fields: succession and body size, management by cutting and sowing. – *Oecologia* 98, 8-14.
- GOULSON, D., LYE, G.C., DARVILL, B. (2008): Decline and conservation of bumble bees. – *Annual Review of Entomology* 53, 191-208.
- HAENKE, S., SCHEID, B., SCHAEFER, M., TSCHARNTKE, T., 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.
- JAUKER, F., DIEKÖTTER, T., SCHWARZBACH, F., WOLTERS, V. (2009): Pollinator dispersal in an agricultural matrix: opposing responses of wild bees and hoverflies to landscape structure and distance from main habitat. – *Landscape Ecology* 24, 547-555.
- JAUKER, F., WOLTERS, V. (2008): Hover flies are efficient pollinators of oilseed rape. – *Oecologia* 156, 819-823.
- KLEIN, A.M., VAISSIÈRE, B.E., CANE, J.H., STEFFAN-DEWENTER, I., CUNNINGHAM, S.A., KREMEN, C. et al. (2007): Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. – *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 274, 303-313.
- KLUSER, S., PEDUZZI, P. (2007): Global Pollinator Decline: A Literature Review. – UNEP/GRID-Europe. © UNEP 2007, 12 S.
- LANDIS, D.A., WRATTEN, S.D., GURR, G.M. (2000): Habitat management to conserve natural enemies of arthropod pests in agriculture. – *Annual Review of Entomology* 45, 175-201.
- LAVANDERO, B., WRATTEN, S.D., SHISHEBOR, P., WORNER, S. (2005): Enhancing the effectiveness of the parasitoid *Diadegma semiclausum* (Hellen): movement after use of nectar in the field. – *Biological Control* 34, 152-158.
- LUKA, H., MARGGI, W., HUBER, C., GONSETH, Y., NAGEL, P. (2009): Coleoptera, Carabidae: ecology, atlas. – Centre Suisse de Cartographie de la Faune, 677 S.
- LYE, G.C., PARK, K., OSBORNE J., HOLLAND, J., GOULSON, D. (2009): Assessing the value of Rural Stewardship schemes for providing foraging resources and nesting habitat for bumblebee queens (Hymenoptera: Apidae). – *Biological Conservation* 142, 2023-2032.
- MAES, D., VAN DYCK, H. (2001): Butterfly diversity loss in Flanders (north Belgium): Europe's worst case scenario? – *Biological Conservation* 99, 263-276.
- MARTIN, A.E., REINEKING, B., SEO, B., STEFFAN-DEWENTER, I. (2013): Natural enemy interactions constrain pest control in complex agricultural landscapes. – *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110, 5534-5539.
- MEEK, B., LOXTON, D., SPARKS, T., PYWELL, R.F., PICKETT, H., NOWAKOWSKI, M. (2002.): The effect of arable field margin composition on invertebrate biodiversity. – *Biological Conservation* 106, 259-271.
- MÜLLER, K. (2012): Die Bedeutung von Blühflächen und Magerrasen als Nisthabitat für Insekten unter besonderer Berücksichtigung bodennistender Bienen. – Bachelor-Thesis, angefertigt am Lehrstuhl für Tierökologie und Tropenbiologie im Studiengang Biologie der Julius-Maximilians-Universität Würzburg, 34 S.

- NEUMANN, P., CARRECK, N.L. (2010): Honey bee colony losses. – *Journal of Agricultural Research* 49, 1-6.
- NEWTON, I. (2004): The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions. – *Ibis* 146, 579-600.
- OFFENBERGER, M. (2013): Emsig wie die Bienen. – Artikel, *Süddeutsche Zeitung* 16.9.2013, 2 S.
- PIFFNER, L., LUKA, H. (2000): Overwintering of arthropods in soils of arable fields and adjacent semi-natural habitats. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* 78, 215-222.
- PIFFNER, L., LUKA, H., SCHLATTER, C., JUEN, A., TRAUGOTT, M. (2009): Impact of wildflower strips on biological control of cabbage lepidopterans. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* 129, 310-314.
- POLASZEK, A., RICHES, C., LENNÉ, J. (1999): The effects of pest management strategies on biodiversity in agroecosystems. – in: Wood, D., Lenné, J. (Hrsg.): *Agrobiodiversity: Characterization, Utilization and Management*, CABI Publishing, Wallingford, 273-303.
- POTTS, S.G., BIESMEIJER, J., KREMEN, C., NEUMANN, P., SCHWEIGER, O., KUNIN, W.E. (2010): Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. – *Trends in Ecology and Evolution* 25, 345-353.
- POTTS, G.R. (2012): *Partridges*. – Harper Collins Publishers, 480 S.
- MEEK, B., LOXTON, D., SPARKS, T., PYWELL, R. F., PICKETT, H., NOWAKOWSKI, M. (2002.): The effect of arable field margin composition on invertebrate biodiversity. – *Biological Conservation* 106, 259-271.
- RICKETTS, T.H., REGETZ, J., STEFFAN-DEWENTER, I., CUNNINGHAM, S.A., KREMEN, C., BOGDANSKI, A., GEMMILL-HERRREN, B., GREENLEAF, S.S., KLEIN, A.M., MAYFIELD, M.M., MORANDIN, L.A., OCHING, A., VIANA BLANDE F. (2008): Landscape effects on crop pollination services: are there general patterns? – *Ecology Letters* 11, 499-515.
- RÖDER, G. (1990) *Biologie der Schwebfliegen Deutschlands*. Verlag Erna Bauer, Keltern.
- RUCKER, R.R., THURMAN, W.N., BURGESS, M. (2012): Honey Bee Pollination Markets and the Internalization of Reciprocal Benefits. – *American Journal of Agricultural Economics* 94, 956-977.
- 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, 1-9.
- SCHMIDT, M.H., LAUER, A.S., PURTAUF, T., THIES, C., SCHAEFER, M., TSCHARNTKE, T. (2003): Relative importance of predators and parasitoids for cereal aphid control. – *Proceedings of the Royal Society of London B* 270, 1905-1909.
- SCHMIDT-ENTLING, M.H., DÖBELI, J. (2009): Sown wildflower areas to enhance spiders in arable fields. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* 133, 19-22.
- SOTHERTON, N.W. (1984): The distribution and abundance of predatory arthropods overwintering on farmland. – *Annals of Applied Biology* 105, 423-429.

- STOATE, C., BOATMAN, N.D., BORRALHO, R.J., CARVALHO, R.C., DE SNOO, G.R., EDEN, P. (2001): Ecological impacts of arable intensification in Europe. – *Journal of Environmental Management* 63, 337-365.
- TSCHARNTKE, T., BATÁRY, P., DORMANN, C.F. (2011): Set-aside management: How do succession, sowing patterns and landscape context affect biodiversity? – *Agriculture, Ecosystems and Environment* 143, 37-44.
- TSCHARNTKE, T., KLEIN, A.M., KRUESS, A., STEFFAN-DEWENTER, I., THIES, C. (2005): Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity-ecosystem service management. – *Ecological Letters* 8, 857-874.
- 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.
- TSCHARNTKE, T., TYLIANAKIS, J.M., RAND, T.A., DIDHAM, R.K., FAHRIG, L., BATÁRY, P., BENGTSOON, 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* 87, 661-685.
- WAGNER, C. (2004): Passive dispersal of *Metrioptera bicolor* (Phillii 1830) (Orthopteroidea: Ensifera: Tettigoniidae) by transfer of hay. – *Journal of Insect Conservation* 8, 287-296.
- WAGNER, C. (2014): Blühflächen: ein Instrument zur Erhöhung der Biodiversität von Vögeln der Agrarlandschaft. – *Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft* 1/2014, 79-102.
- WAGNER, C., VOLZ, H. (2014): Das Projekt „Faunistische Evaluierung von Blühflächen“. – *Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft* 1/2014, 17-32.
- WAGNER, C., BACHL-STAUDINGER, M., BAUMHOLZER, S., BURMEISTER, J., FISCHER, C., KARL, N., KÖPPL, A., VOLZ, H., WALTER, R., WIELAND, P. (2014a): Faunistische Evaluierung von Blühflächen. Ergebnisse des Forschungsprojekts „Evaluierung und Optimierung von KULAP-A36 – Agrarökologische Ackernutzung und Blühflächen – zur Verbesserung der Wildlebensräume und zur Steigerung der Biodiversität in Bayern“. – *Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft* 1/2014, 1-150.
- WAGNER, C., KARL, N., SCHÖNFELD, F. (2014b): Blühflächen als Habitat für Niederwild. – *Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft* 1/2014, 117-126.
- WEIBULL, A.-C., BENGTSOON, J., NOHLGREN, E. (2000): Diversity of butterflies in the agricultural landscape: the role of farming system and landscape heterogeneity. – *Ecography* 23, 743-750.
- WIEDEMEIER, P., DUELLI, P. (2000): Ökologische Ausgleichsflächen als Winterbiotop für bodenaktive Nützlinge im Intensivkulturland. – in: Nentwig, W. (Hrsg.): *Streifenförmige ökologische Ausgleichsflächen in der Kulturlandschaft. Ackerkrautstreifen – Buntbrache – Feldränder*, Verlag Agrarökologie, Bern, 181-198.
- WIELAND, P. (2012): Die Bedeutung von Blühflächen in der Agrarlandschaft Bayerns für Schwebfliegen (Diptera: Syrphidae) und weitere Insektenordnungen. – *Diplomarbeit*

Julius-Maximilians-Universität Würzburg, Lehrstuhl für Tierökologie und Tropenbiologie (Zoologie III), 99 S.

WRATTEN, S.D., GILLESPIE, M., DECOURTYE, A., MADER, E., DESNEUX, N. (2012): Pollinator habitat enhancement: Benefits to other ecosystem services. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* 159, 112-122.

4 Der Einfluss von Blühflächen auf epigäisch lebende Arthropoden

Johannes Burmeister, Christian Wagner

4.1 Zusammenfassung/Abstract

Auf 13 Standorten in Unterfranken und Niederbayern wurden auf der Bodenoberfläche lebende Insekten und Spinnentiere (epigäische Arthropoden) erfasst. An jedem Standort wurden zwei Bodenfallen in einer Blühfläche, einem blühflächennahen und einem blühflächenfernen Maisfeld aufgestellt und von Ende Juni bis Ende August 2011 sechs Mal in zirka einwöchigen Perioden geleert. Die Untersuchung mit Bodenfallen ergab auf Blühflächen mehr Arthropodenarten als auf Maisfeldern und auf blühflächennahen Maisfeldern mehr Arten als auf blühflächenfernen. Allerdings waren diese Effekte nicht signifikant und konnten nur in der Gesamtsumme festgestellt werden. Die Aktivitätsdichte der Laufkäfer war auf den Blühflächen geringer als auf den untersuchten Maisfeldern. Trotzdem leisten Blühflächen durch ihre Funktion als Rückzugsräume, die Erhaltung von Spenderpopulationen und der Bereitstellung eines diversen Nischen- und Nahrungsangebots einen wesentlichen Beitrag zum Reichtum epigäischer Arthropoden in der Agrarlandschaft.

The influence of sown flower-rich fields on epigeic arthropods

The study investigated arthropods living above the soil surface (epigeic species) on 13 sites in Lower Franconia and Lower Bavaria. On each site two pitfall traps were established in a sown flower-rich field, in a maize field close to the sown flower-rich field and in a distant maize field. In the period from end of June to end of August 2011 the traps were emptied six times in periods of about one week. The results showed that there are more arthropod species on sown flower-rich fields than on maize fields, and also on sites close to the sown flower-rich field compared to the distant sites. However, these effects were not significant and they could only be determined in sum total. The activity of carabid beetles was lower on the sown flower-rich fields than on the maize fields investigated. Nonetheless sown flower-rich fields contribute to the wealth of epigeic arthropods in the agricultural landscape due to their function as retreat, the conservation of donor populations and the provision of diverse niches and food supply.

4.2 Einleitung

Als epigäische Arthropoden bezeichnet man die auf der Bodenoberfläche lebenden Gliederfüßer (hier: Insekten und Spinnentiere). Die Zusammensetzung der epigäischen Bodenfauna wird vorwiegend von der Struktur des Lebensraums wie der Durchlässigkeit der Vegetation, den Standortfaktoren, insbesondere der Beschaffenheit des Bodens und der Verfügbarkeit von Nahrung bestimmt. Im Vergleich zu den an Pflanzen lebenden oder blütenbesuchenden Tieren ist ihr Vorkommen in geringerem Maße von dem Pflanzenartenreichtum und dem Blütenangebot abhängig.

In Agrarlandschaften treten auf der Bodenoberfläche lebende, epigäische Arthropoden – vorwiegend Kurzflügelkäfer (Staphylinidae), Spinnen (Araneae) und Laufkäfer

(Carabidae) – häufig in hoher Dichte und Vielfalt auf. Sie sind an die durch die Bewirtschaftung verursachten dynamischen Prozesse, wie Bodenbearbeitung durch verschiedene Strategien und ihre evolutionsgeschichtliche Herkunft aus ähnlich störungsintensiven Habitaten, wie beispielsweise Flussaue, gut angepasst (THIELE 1977, WETZEL 2004). Epigäische Arten sind deswegen auch ein guter Zeiger für Änderungen der Umweltbedingungen und der Bewirtschaftung im Agrarraum. Generell besteht aber nicht unbedingt ein direkter Zusammenhang zwischen der Vielfalt einzelner Tiergruppen, wie beispielsweise der Laufkäfer, und der Vielfalt des ganzen Agrarökosystems (KOIVULA 2011).

Blühflächen sind in der Agrarlandschaft außergewöhnliche Habitate. Es findet keine Bodenbearbeitung statt und abgestorbene Vegetation verbleibt auf den Flächen (WAGNER & VOLZ 2014). Sie bieten deswegen für am Boden lebende Insekten und Spinnentiere zum einen Kleinstrukturen an, die auf Ackerflächen fehlen, und zum anderen ein vielfältiges Angebot an Nahrung. Viele Tiere sind in ihrem Lebenszyklus auch auf Rückzugsräume zum Beispiel für die Reproduktion oder die Überwinterung angewiesen. Darum spielt auch die Zusammensetzung der Landschaft und die Verfügbarkeit verschiedener „extensiver“ Habitate wie Blühflächen eine große Rolle für ihren Artenreichtum (vgl. PURTAUF et al. 2005).

Wie sich Artenreichtum und die Zusammensetzung der epigäischen Fauna von Blühflächen von Maisfeldern unterscheidet und welche Mechanismen wirken, soll hier als Ergänzung zur Auswertung der Malaisefallen dargestellt werden.

Agrarökologische Maßnahmen können neben dem Schutz der biologischen Vielfalt auch ökosystemare Dienstleistungen, wie dem regulierenden Einfluss von räuberischen Arthropoden, fördern. So kann ein nicht zu vernachlässigender Beitrag zur Schädlingsregulation im Ackerbau erbracht werden (LANDIS et al. 2000).

4.3 Material und Methoden

Für die Erfassung der epigäischen Arthropoden stellt die Bodenfalle (Barberfalle) das wohl am häufigsten verwendete Instrument dar. Die Arthropoden wurden 2011 an 13 Standorten in Bayern erfasst (WAGNER et al. 2014 in Kapitel 3). An jedem Standort wurden zwei Bodenfallen in einer Blühfläche, 20 Meter vom Rand zu einem Maisfeld entfernt (Abkürzung: BFl), zwei Bodenfallen in dem zur Blühfläche angrenzenden Maisfeld, 20 Meter vom Rand der Blühfläche entfernt (Abkürzung: Mais(nah)) und zwei Bodenfallen in einem Maisfeld, 20 Meter von dessen Rand und zirka 500 Meter von den anderen beiden Fallengruppen entfernt, installiert (Mais(fern)). Die Barberfallen hatten bei einer Öffnung von sieben Zentimetern Durchmesser eine Tiefe von neun Zentimetern und ein Dach aus Plexiglas. Sie waren mit einem Gemisch von einem Teil Glykol, drei Teilen Wasser und einem Schuss Spülmittel befüllt. Die Barberfallen waren sechsmal ungefähr eine Woche fängig (siehe WAGNER et al 2014 in Kapitel 3). Die Bestimmung der Arthropoden erfolgte durch Experten (siehe WAGNER et al 2014 in Kapitel 3)

Die statistische Auswertung der Artenzahlen und Individuensummen erfolgte mit Hilfe des Friedman-Tests (parameterfrei, verbundene Stichproben) und nachfolgendem Wilcoxon-Test für verbundene Stichproben mit Anpassung des p-Werts für mehrfaches Testen mit Hilfe der Methode nach HOLM (1979). Als Signifikanzniveau gilt, soweit nicht anders angegeben, $p < 0,05$. Weiter wurde ein generalisiertes lineares Modell für die Artenzahlen und Individuensummen auf den 13 Blühflächen mit den erklärenden Variablen Region (Unterfranken/Niederbayern), der Größe der untersuchten Blühfläche und der

Ackerfläche im Radius von 500 Meter angepasst. Für die Artenzahlen wurde eine Poissonverteilung für die Individuensummen eine „Quasipoisson“-Verteilung angenommen. Dargestellt werden die p-Werte des Gesamtmodells sowie der einzelnen erklärenden Variablen.

4.4 Ergebnisse

4.4.1 Alle Arten (nur erster Fangzeitraum)

Insgesamt wurden in Bodenfallen im ersten Durchgang (8 Tage) 6.545 Käfer, 2.285 Spinnen (inkl. Weberknechte) und 83 Individuen sonstiger Ordnungen gefangen (Tab. 19). Die meisten Arten sowohl von Käfern als auch Spinnen wurden auf Blühflächen gefangen. Hier kamen 146 Käfer- und 33 verschiedene Spinnenarten vor. Auch wurden auf blühflächennahen Maisfeldern mit 109 Käfer- und 28 Spinnenarten mehr Arten gefangen als auf weiter von Blühflächen entfernten Maisfeldern mit 87 Käfer- und 24 Spinnenarten. *Moebelia berolinensis*, eine Zwerg-/Baldachinspinne (Linyphiidae), wurde erstmals für Bayern nachgewiesen (mdl. CHRISTOPH MUSTER). Sie wurde sowohl auf einer Blühfläche, wie auf einem blühflächennahen Maisacker in jeweils einer Bodenfalle gefunden.

Die Aktivitätsdichte zeichnet ein anderes Bild. So wurden auf Blühflächen nahen Maisfeldern mit 3.851 Individuen die höchsten Fangzahlen erreicht. Auf Blühflächen gingen über 1.000 Individuen weniger in die Fallen und auf Blühflächen fernen Maisfeldern gab es mit 2.261 gefangenen Individuen die geringste Aktivitätsdichte.

Tab. 19: Artenzahl und Individuensumme der mit Bodenfallen erfassten Tiergruppen an den 13 untersuchten Standorten im ersten Fangzeitraum vom 13.06.-20.06.2011.

	Arten			Individuen		
	Mais (fern)	Mais (nah)	Blühfläche	Mais (fern)	Mais (nah)	Blühfläche
Käfer	87	109	146	1464	2876	2205
Spinnen	24	28	33	790	958	537
Sonstige	6	13	13	7	17	59
Summe	117	150	192	2261	3851	2801

Abbildung 22 zeigt die Zuwachskurven nachgewiesener Arten bei zunehmender Zahl untersuchter Standorte. Es ist zu erkennen, dass für die 13 untersuchten Standorte noch keine Sättigung der Artenkurve erreicht wird. Bei der Beprobung weiterer Landschaftsausschnitte und einer längeren Fangperiode sind demnach noch deutlich mehr auf der Bodenoberfläche lebende Insekten und Spinnentiere zu erwarten.

Für den Artenreichtum und die Summe der gefangenen Individuen des ersten Durchgangs der Bodenfallen wurden keine signifikanten Unterschiede zwischen Blühflächen und Maisfelder nachgewiesen (Abb. 23) (Friedman-Test jeweils $p = n.s.$). Nur auf sieben der dreizehn Blühflächen wurden in dieser kurzen Periode mehr Arten nachgewiesen als auf einem der beiden Maisfelder im selben Landschaftsraum. Auf acht Blühflächen nahen Maisfeldern war die Artenzahl höher als in von Blühflächen weiter entfernten Maisfeldern.

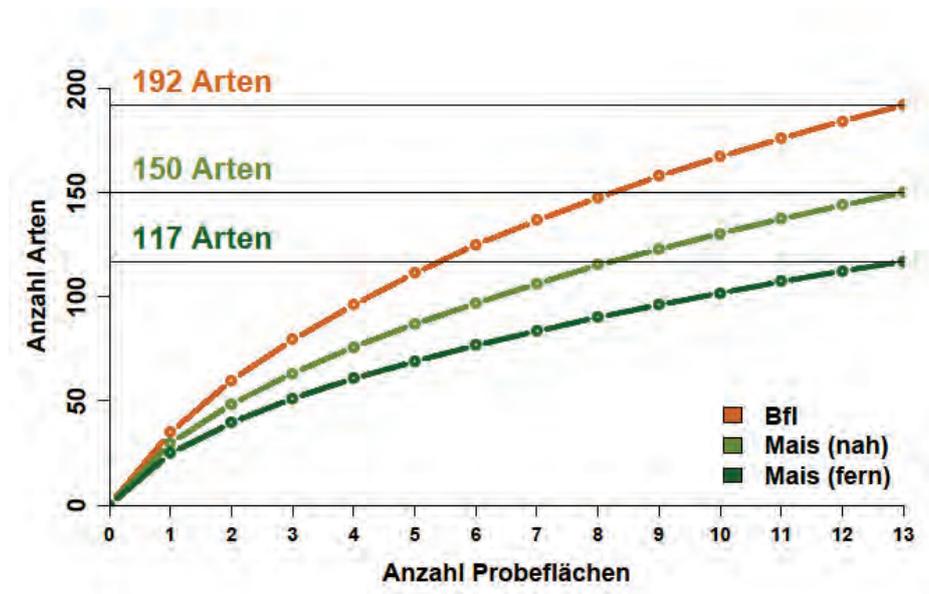


Abb. 22: Kumulative Artenkurve der Bodenfallenfänge (Insekten und Spinnentiere) für die 13 untersuchten Standorte im ersten Fangzeitraum 13.06.-20.06.2011.

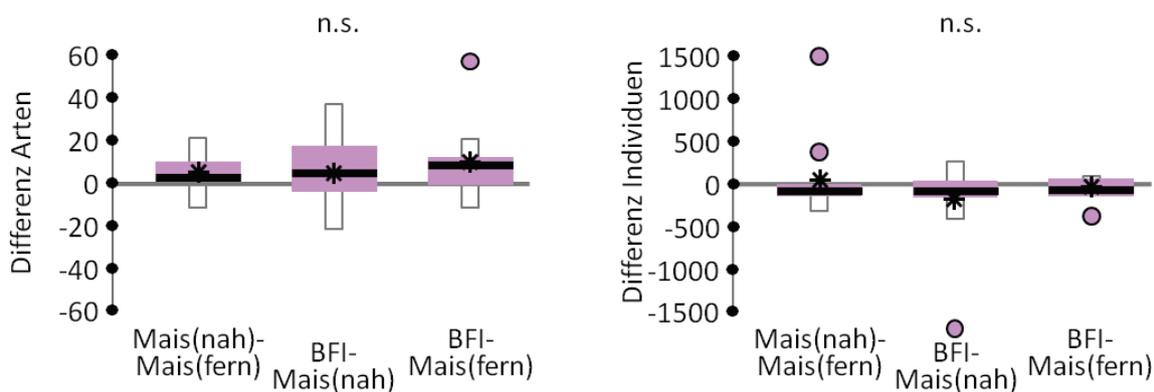


Abb. 23: Differenzen der Artenzahl und der Individuensumme der Bodenfallenfänge (Insekten und Spinnentiere) für die 13 untersuchten Standorte im Zeitraum 13.06.-20.06.2011, n.s. = Friedman-Test nicht signifikant.

Die Ergebnisse der linearen Modellierung mit den Einflussfaktoren Region (Niederbayern, Unterfranken), Größe der Blühfläche und Ackerfläche in einem Radius von 500 Meter zeigen, dass die Artenzahl auf den Blühflächen zu einem gewissen Umfang durch diese Variablen erklärt wird und sich die Größe der Blühfläche und die Intensität der Nutzung in der sie umgebenden Landschaft, gemessen in Ackerfläche im 500 Meter Radius, positiv auswirken (Tab. 20). Unterschiede zwischen den Regionen hatten keinen signifikanten Einfluss auf Artenreichtum und Individuensumme.

Tab. 20: Einfluss von Umweltvariablen (Region, Größe Blühflächen, Ackerflächen im 500 m-Radius) auf Artenreichtum und Abundanz aller Arten und Laufkäfer, $n = 13$ Blühfläche, $p =$ Modellgüte (intercept), gerechnetes Modell = glm, (+) = $p < 0,1$, + = $p < 0,05$, ++ = $p < 0,01$, + = positiver Einfluss, wenn kein Zeichen, dann nicht signifikant.

		p	Region	Größe BFI	Ackerfläche im 500 m-Radius
Alle Tiere DG1	Artenzahl	<0,001		++	+
	Individuensumme	<0,001		(+)	
Laufkäfer	Artenzahl	<0,001			
	Individuensumme	<0,001		+	

4.4.2 Laufkäfer (kompletter Fangzeitraum)

Im Gegensatz zu den übrigen Tiergruppen aus Bodenfallen liegen für die Laufkäfer Daten für die gesamte Fangperiode mit sechs Leerungen vor. Deswegen werden sie hier gesondert behandelt. Insgesamt wurden bei der Untersuchung 14.127 Laufkäfer aus 84 Arten nachgewiesen (661 Laufkäfer in 44 Arten aus Malaisefallen werden hier nicht berücksichtigt).

Trotz den Problemen mit der Fängigkeit durch Schnecken in den späteren Leerungsperioden wurden in Blühflächen die meisten Arten nachgewiesen. 66 Arten wurden auf Blühflächen gefangen, 59 auf blühflächennahen Maisfeldern und 45 auf blühflächenfernen Maisfeldern (Abb. 25 links). Die Ergebnisse sind allerdings nicht signifikant (Abb. 24, Friedman-Test, $p = n. s.$). 17 Arten wurden ausschließlich auf Blühflächen gefunden, acht Arten auf den blühflächennahen Maisäckern und vier Arten exklusive auf den blühflächenfernen Maisäckern. Die nachgewiesenen mittleren Artenzahlen sind sowohl für Blühflächen als auch für Maisfelder vergleichsweise niedrig (BFI: 16,9, Mais(nah): 16,2, Mais(fern): 14,2). Dies ist mit bedingt durch die spät einsetzende Fangperiode und die geringe Fallenzahl ($n = 2$) auf den untersuchten Feldstücken. Die Aktivitätsdichte der Laufkäfer war in den Blühflächen signifikant niedriger als in den Maisfeldern (Friedman-Test: $p = 0,002$, siehe (Abb. 24 rechts).

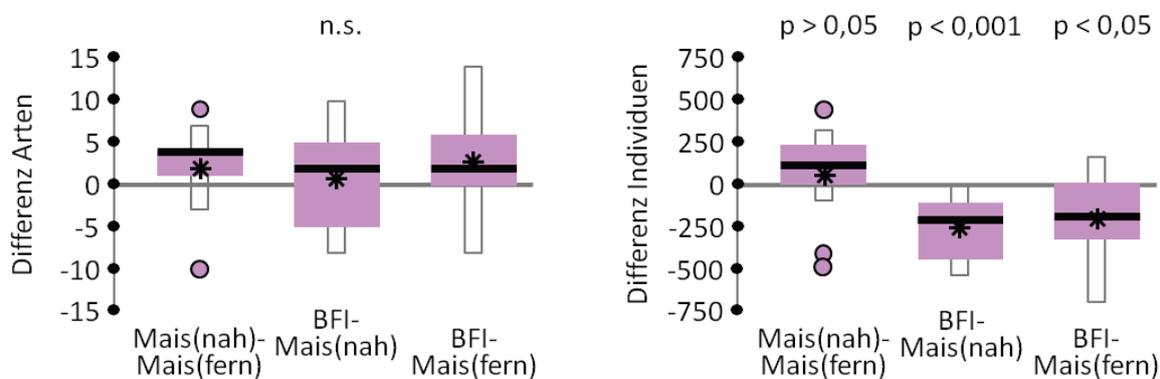


Abb. 24: Differenzen der Artenzahl und der Individuensumme der mit Bodenfallen gefangenen Laufkäfer für die 13 untersuchten Standorte, n.s. = Friedman-Test nicht signifikant.

Die Laufkäfer wurden in fünf ökologische Gruppen eingeteilt. Unter „typischen Ackerarten“ (AN) sind Laufkäfer zusammengefasst, die beinahe auf allen Äckern zu finden sind und für die der Acker einen Schwerpunkt ihrer Verbreitung darstellt. Unter den sonstigen Arten des Offenlands (OS) finden sich nicht eindeutig pflanzenfressende Arten, die auf Brachen, im Grünland oder in ähnlichen Habitaten vorkommen, zudem Arten, die auch auf Ackerflächen leben, hier aber nicht auffällig stetig sind oder in geringer Dichte auftreten. In der Gruppe der Phytophagen (PY) sind Arten, deren Nahrung auch aus Pflanzensamen und zum Teil anderen Pflanzenteilen besteht, zusammengefasst (Gattung *Amara*, *Harpalus*, *Ophonus*, *Anisodactylus*). Die Arten, die sowohl im Offenland als auch im Wald zu finden sind (WO), werden von den reinen Waldarten (WA) getrennt. Unter Wald-Offenlandarten (WO) fallen hier auch viele Arten mit einem gewissen Anspruch an die Feuchtigkeit des Habitats.

Die Laufkäfer auf Blühflächen setzten sich, im Vergleich zu den Maisfeldern, zu einem größeren Anteil aus phytophagen Tieren (PY) und Offenlandarten, die weniger häufig auf Äckern gefunden werden (OS), zusammen (Abb. 25 rechts). Nur etwa 50 Prozent der auf den Blühflächen gefangenen Individuen waren im Mittel typische Ackerarten, während auf den Maisflächen mit 80 bis 90 Prozent der Individuen die typischen Ackerarten dominierten. Allerdings wurden neun von zehn dieser Arten auch auf den Blühflächen gefunden. Auf den Maisfeldern in direkter Nachbarschaft zur Blühfläche (Mais(nah)) war noch ein leicht erhöhter Anteil phytophager Tiere im Vergleich zu Blühflächen fernen Maisäckern zu finden. Deutlich höher war jedoch die Zahl phytophager Arten auf den Blühflächen als in den Maisfeldern (Abb. 25). Bemerkenswert ist, dass auf den Blühflächen nahen Maisfeldern mehr sonstige Offenlandarten vorkamen als auf den Blühflächen. Insgesamt waren die Blühflächen durch ein ausgeglichenes Dominanzspektrum gekennzeichnet.

Bei der Untersuchung wurden 25 Arten mit Erwähnung in der Rote Liste Bayerns (LORENZ 2003) gefunden. Auf den Blühflächen wurde in der Summe mit 18 Arten und 420 Individuen die meisten Rote Liste Arten und Individuen erfasst (Tab. 21). Während die in Bayern stark gefährdeten Arten *Zabrus tenebrioides* und *Calathus ambiguus* (RL 2) ausschließlich in Maisfeldern nachgewiesen wurden, fielen bei den Blühflächen viele Arten und Individuen aus der Vorwarnstufe der Rote Liste auf. Letztendlich müssen gerade diese Tiere als Zielarten im ertragsorientiert genutzten Agrarraum angesehen werden. Hierunter fielen auch die nachgewiesenen Großlaufkäfer *Carabus cancellatus*, *Carabus violaceus* und *Carabus ulrichii*. Rechnet man den ungefährdeten *Carabus granulatus* hinzu, so war diese Gattung im Schnitt mehr als fünfmal häufiger in den Blühflächen zu finden als auf den Maisäckern (trotz z.T. eingeschränkter Fängigkeit der Fallen s.o.).

Die Ergebnisse der linearen Modellierung mit den Einflussfaktoren Region (Niederbayern, Unterfranken), Größe der Blühfläche und Ackerfläche in einem Radius von 500 Meter zeigten einen erklärenden positiven Effekt der Größe der Blühfläche auf die Individuensumme gefangener Laufkäfer (Tab. 20).

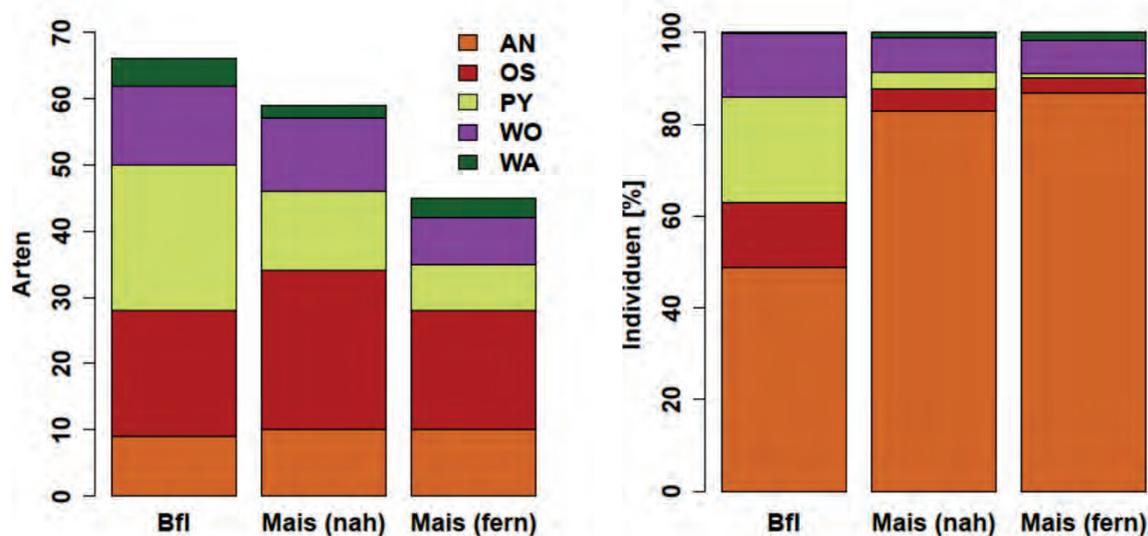


Abb. 25: LINKS: Zugehörigkeit der nachgewiesenen Laufkäferarten der Flächen zu ökologischen Gruppen (AN = „typische Ackerarten“, OS = Arten des Offenlands, PY = phytophage Arten, WO = Wald-Offenlandarten, WA = Waldarten). RECHTS: Mittlerer Anteil der ökologischen Gruppen auf den 13 Untersuchungsflächen.

Tab. 21: Arten mit Erwähnung in der Rote Liste Bayerns (LORENZ 2003), Arten/Individuen.

Rote Liste Status	Mais(fern)	Mais(nah)	Bfl
„Stark gefährdet“ 2	1/4	2/17	0/0
„Gefährdet“ 3	3/35	2/6	3/12
„Vorwarnstufe“ V	4/12	10/219	14/374
„Gefährdung anzunehmen“ G	1/2	0/0	0/0
„Datenstand defizitär“ D	0/0	1/1	1/34
Summe	9/53	15/243	18/420

4.5 Diskussion

Beim Vergleich von Bodenfallenfängen in Habitaten mit deutlich abweichender Vegetationsstruktur, wie im vorliegenden Fall Blühflächen und Maisfeldern, ist zu beachten, dass die erfasste Aktivitätsdichte auch vom sogenannten Raumwiderstand beeinflusst wird (HEYDEMANN 1957). Hohe Raumwiderstände führen zu einer niedrigen Aktivitätsdichte. Andere Faktoren wie der Ernährungszustand der Laufkäfer (CHIVERTON & SOTHERTON 1991, FORUNIER & LOREAU 2001) und die Temperaturverhältnisse (HONEK 1997) beeinflussen die Aktivität der Tiere ebenfalls und damit die Fallenfänge und deren Interpretati-

on. Die Aktivitätsdichte ist deswegen nicht mit der Siedlungsdichte gleichzusetzen. Hinzu kamen bei den vorliegenden Untersuchungen Probleme mit sehr zahlreich auftretenden Nacktschnecken auf den Blühflächen, die die „Fängigkeit“ der Fallen eventuell einseitig negativ beeinträchtigten. In gewissem Umfang ist auch die Zahl nachgewiesener Arten bei eingeschränkter Erfassungseffektivität auf den Blühflächen mit der Zahl gefangener Individuen korreliert. Trotz dieser methodischen Einschränkungen liefern Bodenfallenfänge gute Anhaltspunkte über die Zusammensetzung der Fauna und einen Anhaltspunkt für den Artenreichtum der Habitats.

4.5.1 Positiver Effekt von Blühflächen auf Artenreichtum

Hervorzuheben ist, dass die gefundenen Artenzahlen in dieser Untersuchung sowohl bei der Betrachtung der ersten nur einwöchigen Leerungsperiode als auch bei der Auswertung der Laufkäferfänge auf den Blühflächen der gesamten Untersuchung deutlich höher waren als in den Maisfeldern. Dieser Effekt war allerdings nicht signifikant. Vorsichtig lässt sich ein positiver Effekt der Blühflächen auf den Artenreichtum der Laufkäfer im Agrarraum bestätigen. Der Effekt ist umso bemerkenswerter, da bekannt ist, dass Äcker eine überraschend große Vielfalt und Zahl gut angepasster epigäischer Arthropoden beheimaten (WETZEL 2004) und auch auf den Versuchsflächen der Landesanstalt für Landwirtschaft in Castell war die größte Artenzahl in einem Acker mit Minimalbodenbearbeitung verglichen mit selbstbegrüntem Brachflächen, extensivem Getreideanbau und Kleegrasesaat zu finden (UNGER et al. 2011). Beim Vergleich von unterschiedlich bewirtschafteten Blühflächen mit einem Maisacker fanden VOLLRATH et al. (2012) die geringste Artenzahl jedoch ebenfalls im Maisfeld. Bei den Untersuchungen von Blühstreifen in Nordrhein-Westfalen (MUCHOW et al. 2007) brachte der Vergleich mit Wegrainen jeweils höhere Artenzahlen in den eingesäten Blühstreifen. Bei den Laufkäfern verzeichneten die Autoren einen deutlichen Rückgang der Aktivitätsdichte, bei gleichzeitigem Anstieg der Artenzahlen zwischen ein- und zweijährigen Blühstreifen. Hierfür kann auch die sich verändernde Vegetationsstruktur verantwortlich sein, was auch die geringe Aktivitätsdichte der Laufkäfer in den dreijährigen Blühflächen der vorliegenden Untersuchung erklären könnte. Allerdings ist es auch nicht überraschend, dass auf den Blühflächen weniger Laufkäferindividuen nachgewiesen wurden als auf den Maisfeldern, da auch andere Autoren diese Ergebnisse bestätigen. So fanden AVIRON et al. 2007, LUKA et al. 2001 und MARSHALL et al. 2006 die höchste Aktivitätsdichte von Laufkäfern in Feldern verglichen mit eingesäten Randstreifen.

Weiter bestätigt wird der positive Einfluss der Blühflächen auf den Reichtum epigäischer Arthropoden in der Agrarlandschaft durch die Tatsache, dass an Blühflächen angrenzende Maisfelder in der Summe der untersuchten Landschaftsausschnitte mehr Arten aufwiesen als die von Blühflächen weiter entfernten, wenngleich auch dies statistisch nicht signifikant war. LUKA et al. (2001) konnten diesen Effekt an Spinnen und Laufkäfern in Blühstreifen benachbarten Randbereichen von Äckern der Schweiz nachweisen. Weitere Untersuchungen mit Bodenfallen aus Europa bestätigen im Wesentlichen den positiven Einfluss von eingesäten Randstreifen auf den Artenreichtum epigäischer Arthropoden sowohl auf den Randstreifen selbst als auch auf den angrenzenden Äckern. Bezüglich der Eignung unterschiedlicher Ansaaten sind die Ergebnisse jedoch weniger deutlich (AVIRON et al. 2007, JACOT et al. 2007, MEEK et al. 2002, THOMAS & MARSHALL 199).

Auch haben zahlreiche Studien den positiven Wert von Feldrandstrukturen (inklusive Hecken) für den Artenreichtum und/oder die Individuensumme verschiedener epigäischer

Tiergruppen insbesondere den Laufkäfern gezeigt (Holland: GEIGER et al. 2009, SASKA 2007, Schweiz: ANJUM-ZUBAHIR et al. 2010, LYS & NENTWIG 1994, PIFFNER & LUKA 2000, Frankreich: FOURNIER & LOREAU 1999, ROUME et al. 2011, England: COLLINS et al. 2003, HAWTHORNE et al. 1998, MAUDSLEY et al. 2002, PYWELL et al. 2005, THOMAS et al. 1992, Ungarn: PÉTER et al. 2001 u.a.). Mit gewissen Einschränkungen lassen sich die Ergebnisse auch auf Blühflächen und -streifen übertragen. Ganz allgemein scheint für die Entfaltung der funktionalen Bedeutung der Laufkäfer auf dem Acker auch das Vorhandensein von extensiv genutzten Randstrukturen, wie sie mehrjährige Blühflächen darstellen können, als Rückzugshabitats (z. B. für die Überwinterung oder bei Bewirtschaftungsmaßnahmen) wichtig zu sein.

Die vorliegende Untersuchung hat gezeigt, dass Blühflächen ein ausgeglicheneres Dominanzspektrum der Laufkäfer aufweisen als Maisfelder, in denen meist die euryöke Feldart *Pterostichus melanarius* sehr dominant auftritt. Bei naturschutzfachlichen Bewertungen wird das Kriterium der Ausgewogenheit der Artenzusammensetzung oft herangezogen, da es ein Maß für die Naturnähe ist. Neben den typischen Ackerarten beheimateten Blühflächen zusätzlich mehr phytophage Laufkäferarten, also Arten, die sich zum großen Teil von Unkrautsamen ernähren. Diese Tiere strahlen von den Blühflächen aus in die umgebende Ackerflur ein. Dieser Effekt war besonders deutlich für die beiden Arten *Harpalus affinis* und *Amara aulica*. Sie traten sowohl in den Blühflächen als auch in den benachbarten Maisfeldern in größerer Dichte auf. Nicht zu vernachlässigen ist, dass entsprechende Arten durchaus durch ihre Fraßtätigkeit einen regulierenden Einfluss auf die Unkrautflora haben können (HONEK 2003, MENALLED et al. 2007). Bei den Laufkäfern stellen besonders die phytophagen Tiere häufig das entscheidende Mehr an Reichtum auf extensiv bewirtschafteten und naturnahen Flächen.

4.5.2 Eigenschaften von Blühflächen und deren Umgebung

Werden in einigen anderen Ländern eher streifenförmige Anlagen von Blühflächen gefördert, war eine Besonderheit der Blühflächen des Bayerischen Kulturlandschaftsprogramms auch die Größe der angelegten Flächen. So waren die untersuchten Blühflächen 0,5 bis 1,5 Hektar groß. Dies entspräche 10 Meter breiten Streifen von 500 bis 1.500 Metern Länge. Bemerkenswerterweise wirkt sich auch die Größe der Blühflächen positiv auf den Artenreichtum der epigäischen Arthropoden des ersten Fangzeitraums und die Aktivitätsdichte von Laufkäfern über den gesamten Fangzeitraum aus. Auf Grund der methodischen Einschränkungen (Aktivitätsdichte, kurzer Fangzeitraum) und der geringen Stichprobenzahl müsste die Bedeutung der Flächengröße weiter verifiziert werden. Es kann jedoch vermutet werden, dass stärker spezialisierte Arten von einem größeren und damit strukturell, mikroklimatisch und populationsökologisch stabileren Habitat profitieren. Hinsichtlich des Angebots von Überwinterungsquartieren und Rückzugsräumen für auf den Ackerflächen nützliche Insekten- und Spinnentiere sind streifenförmige Anlagen mit größeren Randzonen effektiv (COLLINS et al. 2003, LYS 1994, THOMAS et al. 1992).

Ein Effekt, der in der vorliegenden Arbeit nicht beantwortet werden konnte, ist der Einfluss des Alters beziehungsweise der Sukzession auf die epigäische Arthropodenfauna. Im Laufe der Entwicklung der Blühflächen nimmt der Anteil an Gräsern zu und der Anteil blühender Pflanzen ab. Dies wird zum Teil als qualitative Degeneration der Fläche betrachtet. Dennoch scheint das Alter der Flächen eine wichtige Rolle besonders für die Bodenfauna zu spielen. In Blühflächen wurden mehr überwinternde Arten und Individuen an Kurzflügel- und Laufkäfer in zwei und drei Jahre alten Blühstreifen gefunden als in Ein-

jährigen (FRANK & REICHART 2004). Der Ernährungszustand von Laufkäfern, der von wichtiger Bedeutung für den Reproduktionserfolg der Tiere ist, ist bei einigen untersuchten Laufkäferarten in älteren Blühstreifen besser als in frisch Angelegten (BARONE & FRANK 2003, FRANK et al. 2007).

Die Bedeutung des Landschaftsraums ist ein weiterer Faktor, der das Vorkommen epigäischer Arthropoden beeinflussen kann (z. B. PURTAUF et al. 2005). Die Unterschiede in der Zusammensetzung der Laufkäferfauna sind auch deutlich von der untersuchten Region und deren strukturellen und standortfaktoriellen Eigenschaften abhängig. Während in Unterfranken beispielsweise seltener trocken- und wärmepräferierende Arten auftraten (z. B. *Brachinus crepitans*, *Calathus ambiguus*), fehlen diese naturgegeben in bestimmten Teilen Niederbayerns. Generell ist mit einem Effekt der Örtlichkeit auch auf kleineren Skalenebenen zu rechnen, so dass eine Verteilung von Blühflächen im Raum durchaus als positiv erachtet werden kann. So kann sowohl den unterschiedlichen Standortsansprüchen verschiedener Arten als auch der unterschiedlichen Artenausstattung verschiedener Regionen genüge getan werden (siehe auch GONGALSKY & CIVIDANES 2008).

Langfristig betrachtet sind vitale Populationen in den für sie günstigen Habitaten und Habitatkomplexen, wichtige Ausbreitungsquellen und sichern das Überleben der Tierart bei temporär oder auch länger andauernden widrigen Bedingungen. Dies trifft sowohl für Tiere zu, die uns als nützlich gelten als auch für solche, die wir auf Grund unseres Verantwortungsgefühls erhalten wollen. Blühflächen stellen ein Habitat dar, welches als Teil des Landschaftsraums ein Beitrag zur Erhaltung des Reichtums und der regulativen Funktion des Ökosystems beiträgt. Als Beispiel für die Vereinbarkeit dieser beiden Punkte können die empfindlichen Großlaufkäfer (Gattung *Carabus*) genannt werden. Sie fanden sich in dieser Untersuchung deutlich häufiger in den Blühflächen.

4.6 Literaturverzeichnis

- ANJUM-ZUBAIR, M., SCHMIDT-ENTLING, M., QUERNER, P., FRANK, T. (2010): Influence of within-field position and adjoining habitat on carabid beetle assemblages in winter wheat. – *Agricultural and Forest Entomology* 12, 301-306.
- AVIRON, S., HERZOG, F., KLAUS, I., LUKA, H., PFIFFNER, L., SCHUPBACH, B., JEANNERET, P. (2007): Effects of Swiss agrienvironmental measures on arthropod biodiversity in arable landscapes. – *Aspects of Applied Biology* 81, 101-109.
- BARONE, M., FRANK, T. (2003): Habitat age increases reproduction and nutritional condition in a generalist arthropod predator. – *Oecologia* 135, 78-83.
- CHIVERTON, P., SOTHERTON, N. (1991): The effects on beneficial arthropods of the exclusion of herbicides from cereal crop edges. – *Journal of Applied Ecology* 28, 1027-1039.
- COLLINS, K., BOATMAN, N., WILCOX, A., HOLLAND, J. (2003): Effects of different grass treatments used to create overwintering habitat for predatory arthropods on arable farmland. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* 96, 59-67.
- FRANK, T., REICHART, B. (2004): Staphylinidae and Carabidae overwintering in wheat and sown wildflower areas of different age. – *Bulletin of Entomological Research* 94, 209-217.

- FRANK, T., KEHRLI, P., GERMANN, C. (2007): Density and nutritional condition of carabid beetles in wildflower areas of different age. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* 120, 377-383.
- FORUNIER, E., LOREAU, M. (1999): Effects of newly planted hedges on ground-beetle diversity (Coleoptera, Carabidae) in an agricultural landscape. – *Ecography* 22, 87-97.
- FORUNIER, E., LOREAU, M. (2001): Activity and satiation state in *Pterostichus melanarius*: an experiment in different agricultural habitats. – *Ecological Entomology* 26, 235-244.
- GEIGER, F., WACKERS, F., BIANCHI, F. (2009): Hibernation of predatory arthropods in semi-natural habitats. – *Biological Control* 54, 529-535.
- GONGALSKY, K.B., CIVIDANES, F. (2008): Distribution of carabid beetles in agroecosystems across spatial scales – A review. – *Baltic Journal Coleopterologie* 8, 15-30.
- HAWTHORNE, A., HASSALL, M., SOTHERTON, M. (1998): Effects of cereal headland treatments on the abundance and movements of three species of carabid beetles. – *Applied Soil Ecology* 9, 417-422.
- HEYDEMANN, B. (1957): Die Biotopstruktur als Raumwiderstand und Raumfülle für die Tierwelt. – *Verh. Dtsch. Ges. Hamburg*, 332-347.
- HOLM, S. (1979): A simple sequentially rejective multiple test procedure. – *Scandinavian Journal of Statistics* 6(2), 65-70.
- HONEK, A. (1997): The effect of temperature on the activity of Carabidae in a fallow field. – *European Journal of Entomology* 94, 97-104.
- HONEK, A., MARTINKOVA, Z., JAROSIK, V. (2003): Ground beetles (Carabidae) as seed predators. – *European Journal of Entomology* 100, 531-544.
- JACOT, K., EGGENSCHWILER, L., JUNGE, X., LUKA, H., BOSSHARD, A. (2007) Improved field margins for a higher biodiversity in agricultural landscapes. – *Aspects of Applied Biology* 81, 277-283.
- KOIVULA, M. (2011): Useful model organisms, indicators, or both? Ground beetles (Coleoptera, Carabidae) reflecting environmental conditions. – *ZooKeys* 100, 287-317.
- LANDIS D.A., WRATTEN S.D., GURR G.M. (2000): Habitat management to conserve natural enemies of arthropod pests in agriculture. – *Annual Review of Entomology* 45, 175-201.
- LORENZ, W. (2003): Rote Liste gefährdeter Lauf- und Sandlaufkäfer (Coleoptera: Carabidae s. l.) Bayerns. – in: Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (Hrsg.): *Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns*, 102-111.
- LUKA, H., LUTZ, M., BLICK, T., PFIFFNER, L. (1991): 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.
- LYS, J., NENTWIG, W. (1994): Improvement of the overwintering sites for Carabidae, Staphylinidae and Aranea by strip-management in a cereal field. – *Pedobiologia* 38, 238-242.

- LYS, J. (1994): The positive influence of strip-management on ground beetles in cereal field: increase, migration and overwintering. – in: Desender, K., Dufréne, M., Loreau, M., Luff, M., Maelfait, J. (Hrsg.): *Carabid Beetles: Ecology and Evolution*, Kluwer Academic Publishers, 451-455.
- MARSHALL, E.J.P., WEST, T.M., KLEIJN, D. (2006): Impacts of an agri-environment field margin prescription on the flora and fauna of arable farmland in different landscapes. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* 113, 36-44.
- MAUDSLEY, M., SEELEY, B., LEWIS, O. (2002): Spatial distribution patterns of predatory arthropods within an English hedgerow in early winter in relation to habitat variables. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* 89, 77-89.
- MEEK, B., LOXTON, D., SPARKS, T., PYWELL, R., PICKETT, H., NOWAKOWSKI, M. (2002): The effect of arable field margin composition on invertebrate biodiversity. – *Biological Conservation* 106, 259-271.
- MENALLED, F., SMITH, R., DAUER, J., FOX, T. (2007): Impact of agricultural management on carabid communities and weed seed predation. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* 118, 49-54.
- MUCHOW, T., BECKER, A., SCHINDLER, M., WETTERICH, F. (2007): Naturschutz in Börde-Landschaften durch Strukturelemente am Beispiel der Kölner-Bucht. – Abschlussbericht zum Projekt Az. 19430 der Deutschen Bundesstiftung Umwelt, 129 S.
- PÉTER, G., KÁDÁR, F., KISS, J., TÓTH, F. (2001): Role of field margin in the winter phenophase of Carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) in winter wheat field. – *IOBC wprs Bulletin* 24, 91-94.
- PIFFNER, L., LUKA, H. (2000): Overwintering of arthropods in soils of arable fields and adjacent semi-natural habitats. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* 78, 215-222.
- PURTAUF, T., ROSCHEWITZ, I., DAUBER, J., THIES, C., TSCHARNTKE, T., WOLTERS, V. (2005): Landscape context of organic and conventional farms: Influences on carabid beetle diversity. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* 108, 165-174.
- PYWELL, R., JAMES, K., HEBERT, I., MEEK, W., CARVELL, C., BELL, D., SPARKS, D. (2005): Determinants of overwintering habitat quality for beetles and spiders on arable farmland. – *Biological Conservation* 123, 79-90.
- ROUME, A., OUIN, A., RAISON, L., DECONCHAT, M. (2011): Abundance and species richness of overwintering ground beetles (Coleoptera: Carabidae) are higher in the edge than in the centre of a woodlot. – *European Journal of Entomology* 108, 615-622.
- SASKA, P. (2007): Diversity of carabids (Coleoptera: Carabidae) within two Dutch cereal fields and their boundaries. – *Baltic Journal of Coleopterology* 7, 37-50.
- SYMONDSON, W., SUNDERLAND, K., GREENSTONE, M. (2002): Can generalist predators be effective biocontrol agents? – *Annual Review of Entomology* 47, 561-594.
- THIELE, H. (1977): *Carabid Beetles in Their Environments*. – Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 369 S.
- THOMAS, S., WRATTEN, S., SOTHERTON, N.W. (1992): Creation of island habitats in farmland to manipulate populations of beneficial arthropods: predator densities and species composition. – *Journal of Applied Ecology* 29, 524-531.

- THOMAS, C., MARSHALL, E. (1999): Arthropod abundance and diversity in differently vegetated margins of arable fields. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* 72, 131-144.
- THORBECK, P., BILDE, T. (2004): Reduced numbers of generalist arthropod predators after crop management. – *Journal of Applied Ecology* 41, 526-538.
- UNGER, H., KUHN, G., RANFTL, H., KREUTER, T. (2011): Agrarökologische Untersuchungen auf einer langfristig bereitgestellten Ackerfläche in Castell (Kitzingen) Auswirkungen auf Pflanzen und Tiere. – LfL-Information, www.lfl.bayern.de/mam/cms07/publikationen/daten/informationen/p_42303.pdf (aufgerufen am 6.12.2013).
- VOLLRATH, B., WERNER, A., DEGENBECK, M., ILLIES, I., ZELLER, J.M.K. (2012): Energetische Verwertung von kräuterreichen Ansaaten in der Agrarlandschaft und im Siedlungsbereich – eine ökologische und wirtschaftliche Alternative bei der Biogasproduktion. – Schlussbericht zum Forschungsvorhaben Nr. 22005308 (08NR053), Bayerische Landesanstalt für Weinbau und Gartenbau, 201 S.
- WAGNER, C., VOLZ, H. (2014): Das Projekt „Faunistische Evaluierung von Blühflächen“. – Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft 1/2014, 17-32.
- WAGNER, C., HOLZSCHUH, A., WIELAND, P. (2014): Der Beitrag von Blühflächen zur Arthropodendiversität in der Agrarlandschaft. – Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft 1/2014, 45-64.
- WETZEL, T. (2004): Integrierter Pflanzenschutz und Agrarökosysteme. Steinbeis Transferzentrum Integrierter Pflanzenschutz und Ökosysteme, Pausa.

5 Blühflächen: ein Instrument zur Erhöhung der Biodiversität von Vögeln der Agrarlandschaft

Christian Wagner



Abb. 26: Dorngrasmücke (*Sylvia communis*), Charakterart bayerischer Blühflächen, Foto C. Moning.

5.1 Zusammenfassung/Abstract

Auf 40 Acker-Blühflächenpaaren und weiteren 85 Blühflächen wurden mit einer Punkt-Stopp-Erfassung bei vier Durchgängen zur Brutzeit und zwei Durchgängen im Winterhalbjahr Vögel erfasst. Dabei konnte gezeigt werden, dass Blühflächen zur Brutzeit den Artenreichtum und die Abundanz (Anzahl Individuen) von Vögeln, Agrarvögeln und Vögeln der Rote Liste Bayern (hier nur Artenreichtum) in der Agrarlandschaft erhöhen. Vor allem Vögel ruderaler Standorte, wie Dorngrasmücken, Goldammern und Sumpfrohrsänger profitieren von ihnen. Im Winterhalbjahr wurden auf Blühflächen signifikant mehr Arten und Individuen gefunden als auf den Vergleichsäckern. Nahrungsverfügbarkeit und Deckung sind die ausschlaggebenden Faktoren.

Blühflächen erfüllen ihren Zweck aus avifaunistischer Sicht vor allem dann, wenn sie

- möglichst groß sind,
- in intensive Ackerlagen eingebettet sind,
- einen Mindestabstand von etwa 100 Meter zum nächsten Wald haben und
- aufgrund der Habitatansprüche der vorkommenden Arten nicht gemäht werden.

Blühflächen sollten kontinuierlich angelegt werden, damit auch junge Sukzessionsstadien vorhandensind. Blühflächen sollten mit Maßnahmen für Offenlandarten, wie Lerchenfenstern oder Rotationsbrachen kombiniert werden.

Sown flower-rich fields: instrument to increase biodiversity of birds in the agricultural landscape

On 40 pairs of sown flower-rich fields and agricultural fields and on other 85 sown flower-rich fields the bird population was recorded using 'point counts' four times during breeding season and twice during winter season. The results showed that sown flower-rich fields increase species diversity and abundance of birds, agricultural birds and bird of the Bavarian Red List (here only species diversity) during breeding season. Particularly birds of ruderal sites such as common whitethroat, yellow hammer and marsh warbler benefit from these sites. During winter season significantly more species and individuals were identified on sown flower-rich fields against the fields of comparison, with the decisive factors being availability of food and cover.

Sown flower-rich fields have particular avifaunistic importance

- if they are as large as possible,
- if they are embedded in intensively used agricultural landscapes,
- if they are not mowed due to the habitat demands of the occurring species.

Sown flower-rich fields should be laid out continuously in order to also establish young phases of succession. They should be combined with other measures for species of the open landscape, such 'skylark plots' (small uncultivated patches in fields) or rotational set-asides.

5.2 Einleitung

Vögel sind die am besten untersuchte Tiergruppe in Deutschland mit einer Erfassungstradition zurück bis in das 18. Jahrhundert. Seit den 1970er Jahren gibt es erste Monitoringprogramme, die den Zustand der Avifauna in Deutschland und Europa regelmäßig und standardisiert dokumentieren (EBCC 2013, FISCHER & SUDFELDT 2008, SUDFELDT et al. 2012). Aus diesen ist zweifelsfrei bekannt, dass die Bestandsentwicklung von Vögeln, deren Brutbestand wesentlich von landwirtschaftlich genutzten Flächen abhängig ist, den so genannten Agrarvögeln, stark negativ verläuft. In den letzten 30 Jahren ist jeder zweite Vogel verschwunden. In keinem anderen europäischen Lebensraum war die Entwicklung ähnlich dramatisch (DO-G & DDA 2012, DONALD et al. 2001, DRÖSCHMEISTER et al. 2012, EBCC 2013, Abbildung in: WAGNER & VOLZ 2014).

Tatsächlich findet auf landwirtschaftlichen Flächen ein Großteil des deutschen Vogelartensterbens statt (DRÖSCHMEISTER et al. 2012). Dadurch wirkt ein hoher Druck auf die

Landwirtschaft und deren Verwaltung, der Entwicklung gegen zu steuern (SUDFELDT et al. 2009.). Die Ursachen des Rückgangs sind vielfältig. Vor allem die Ausräumung der Agrarlandschaft, die Entwässerung von Feuchtgrünland, die intensive mechanische Bearbeitung, die Vergrößerung der Schläge, der Rückgang der Ackerbrachen (Stilllegungsflächen) ab Ende 2007, die Reduktion der Fruchtfolgen, der großräumige Einsatz von Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmitteln, die Aufgabe von Grenzertragsstandorten, der Flächenverbrauch und die Industrialisierung der Betriebe wirken sich negativ auf Artenreichtum und Bestandsgrößen der Agrarvögel aus (Zusammenfassung für Deutschland in: DO-G & DDA 2012, HÖTKER et al. 2013).

Die durch das KULAP geförderten Blühflächen sollen dem Bestandsrückgang der Agrarvögel entgegen wirken. Blühflächen sind Ackerflächen, die für fünf Jahre aus der Nutzung genommen und im ersten Jahr mit blütenartenreichem Saatgut angesät werden. Zwischen 2008 und 2010 wurden 19.007 solcher Flächen auf 21.570 Hektar angelegt (siehe dazu auch WAGNER & VOLZ 2014, aber auch: BATÁRY et al. 2011, BIRRER et al. 2007, HERZOG & WALTER 2005, WAGNER 2013). Ob Blühflächen in Bayern beziehungsweise in Deutschland einen Beitrag zur Erhaltung des Artenreichtums in der Agrarlandschaft leisten können ist bisher wenig bekannt und deshalb Ziel der avifaunistischen Erhebungen innerhalb des Forschungsprojekts „Faunistische Evaluierung von Blühflächen“ (Überblick: WAGNER & VOLZ 2014). Es sollen zwei Fragen beantwortet werden.

1. Erhöhen Blühflächen den Artenreichtum in der Agrarlandschaft?
2. Welche Eigenschaften muss eine für Vögel optimale Blühfläche besitzen?

5.3 Methoden

5.3.1 Standorte

Die avifaunistische Erfassung erfolgte durch Punkt-Stopp-Zählungen (BIBBY et al. 2005, SÜDBECK et al. 2005). Als Stichprobe wurden 40 Aufnahmepaare aus jeweils einer Ackerfläche und einer mindestens 500 Meter entfernten Blühfläche in ähnlichem Umfeld gewählt, sowie weitere 85 Blühflächen begangen (Abb. 27, Abb. 28). Alle Blühflächen wurden 2009 angelegt und waren bei den Begehungen im dritten Standjahr. In jeder Fläche wurde ein Aufnahmepunkt definiert. Die Aufnahmepunkte der Punkt-Stopp-Zählung lagen jeweils 55 Meter im Feld (normalerweise von einem Wirtschaftsweg aus) und fünf Meter von der nächsten Bearbeitungsgrenze in einer Blühfläche beziehungsweise einem Acker. An jedem Aufnahmepunkt wurden fünf Minuten lang alle Vögel, die sich in einem Radius von 50 Meter, also auf einer Fläche von 0,785 Hektar aufhielten, notiert. Dabei wurde die maximale Anzahl gleichzeitig beobachteter Individuen einer Art notiert. Reine Überflüge wurden nicht gewertet, Nahrungsflüge dagegen schon. Die Aufnahmepunkte wurden so gewählt, dass innerhalb der Probestfläche keine höheren Strukturen, wie Waldränder, Hecken, Einzelbäume oder Sträucher, keine Straßen, Bahnlinien, Stillgewässer, Siedlungsbestandteile oder andere Strukturen lagen, die einen eventuellen Effekt der Blühflächen überlagern könnten. Feldwege oder Gräben wurden dagegen nicht ausgeschlossen. Es erfolgten zur Brutzeit vier und im Winter zur Erfassung von Rastvögeln zwei Begehungen. (Tab. 22).

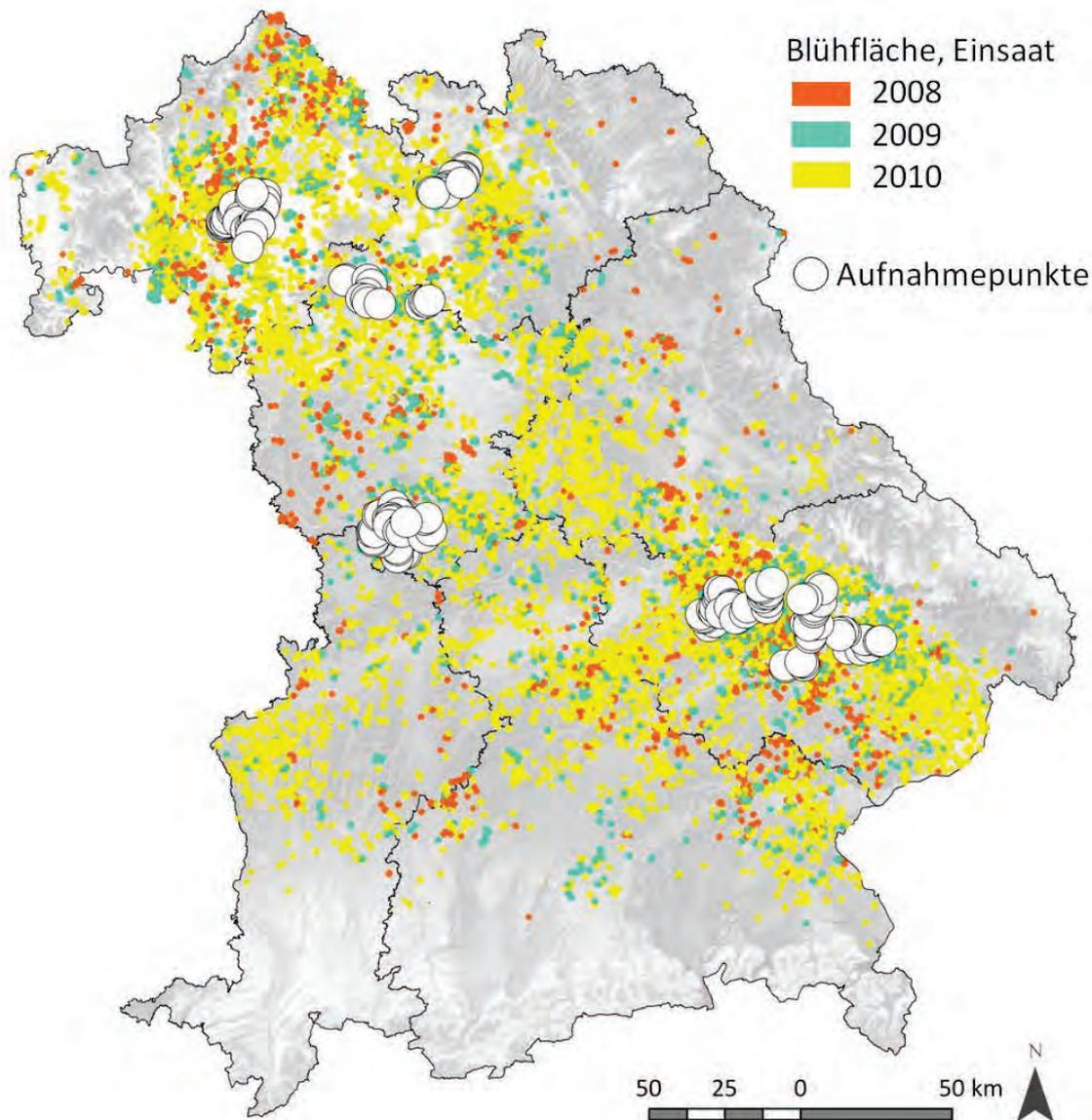


Abb. 27: Lage der Aufnahmepunkte der avifaunistischen Erfassung, 40 Äcker und 125 Blühflächen.

Tab. 22: Überblick über die vier Brutvogel- und die beiden Rastvogel-Begehungen. Eine Begehung dauerte zehn Personentage.

Begehung	Datum	Kartierung durch
Brutvögel 1	8.4.-18.4.2011	C. Wagner
Brutvögel 2	29.4.-4.5.2011	D. Honold, S. Seibold, C. Wagner
Brutvögel 3	19.5.-27.5.2011	D. Honold, S. Seibold, C. Wagner
Brutvögel 4	13.6.-20.6.2011	D. Honold, S. Seibold, C. Wagner
Rastvögel 1	11.11.-23.11.2011	D. Honold, S. Seibold, C. Wagner
Rastvögel 2	22.2.-26.2.2012	D. Honold, S. Seibold, C. Wagner

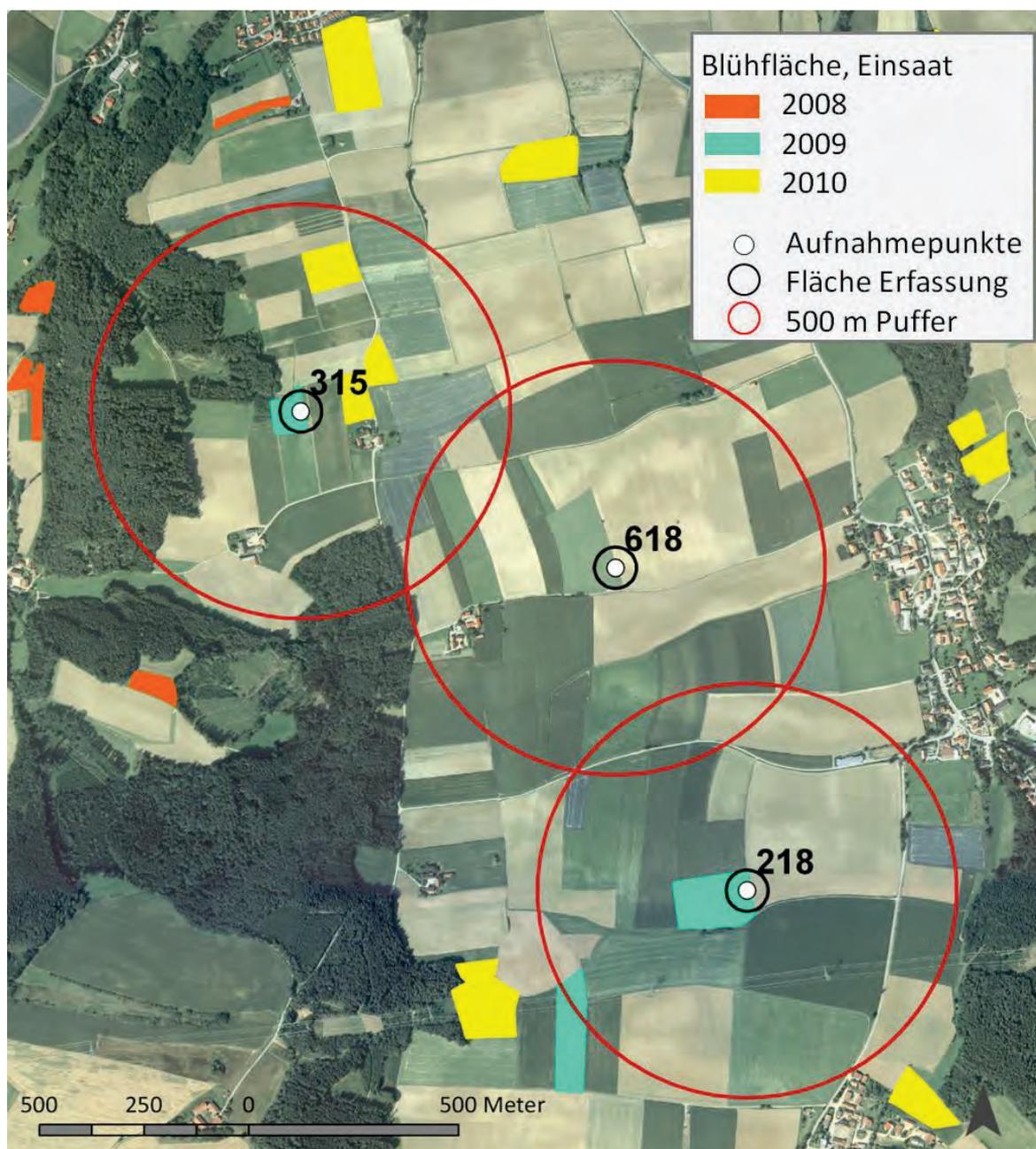


Abb. 28: Punkt-Stopp-Zählung, Flächenpaar 618 (Acker) – 218 (Blühfläche) mit Blühfläche 315. Es wurden nur Blühflächen mit Aussaatjahr 2009 kartiert. Für Hypothese 1 wurden Aufnahmepaare (hier 618 und 218), für Hypothese 2 wurden nur die Punkte in Blühflächen (hier 218 und 315) verwendet. Kartengrundlage: digitales Luftbild der Bayerischen Vermessungsverwaltung.

5.3.2 Umweltvariablen

An allen Aufnahmepunkten wurden 63 Umweltvariablen erhoben beziehungsweise modelliert (ArcMap 10). Von diesen gingen neun in das statistische Modell ein:

1. Region: Einteilung in fünf Regionen (siehe Abb. 27). Diese sind nach zentralen Orten Schweinfurt, Schlüsselfeld, Bamberg, Weißenburg und Dingolfing benannt. Die Region ging als Zufallsvariable in das Modell ein.

2. Höhe NN [m]: Höhe über Normal Null in Meter. Die Daten wurden im Feld mit einem GPS-Gerät (Topcon GMS-2) erfasst.
3. Mittl. Niederschlag [mm]: Mittlerer Jahresniederschlag in Millimeter, gemittelt aus den Daten von 1971-2000 (DWD).
4. Größe BFl [m²]: Größe der Blühfläche in Quadratmeter. Sie wurde mit ArcMap 10 auf Grundlage der Abgrenzung im Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystem (Zentrale InVeKoS Datenbank 2011) gemessen.
5. Entf. Nächster Wald [m]: Entfernung des jeweiligen Aufnahmepunkts zum nächsten Wald in Meter.
6. Entf. Nächste Siedlung [m]: Entfernung des jeweiligen Aufnahmepunkts zur nächsten Siedlung in Meter.
7. Schlaggröße [m²]: Mittlere Schlaggröße aller in der Zentralen InVeKoS Datenbank gemeldeten Feldstücke im Radius von 500 Meter um den Aufnahmepunkt in Quadratmeter. Feldstücke, die randlich angeschnitten wurden, wurden in ihrer gesamten Fläche in die Rechnung mit einbezogen
8. Fläche Acker 500 m Radius [ha]: Gesamtackerfläche in einem Radius von 500 Meter um den Aufnahmepunkt in Hektar. Ausgenommen waren Dauergrünland (Kodierung nach dem Flächennutzungsnachweis (FNN 451-460), mehrjährige Kulturen und Dauerkulturen (FNN 8xx) und sonstige Flächen (FNN 9xx), inklusive waren Agrarumweltmaßnahmen (Zentrale InVeKoS Datenbank 2011).
9. Fläche Mais 500 m Radius [ha]: Gesamtmaisfläche in einem Radius von 500 Meter um den Aufnahmepunkt in Hektar.

5.3.3 Messgrößen

Mit folgenden Größen wurde der faunistische Wert der Blühflächen und Ackerflächen beschrieben:

1. Gesamtartenreichtum/Gesamtdiversität: Summe aller Arten aus den vier Begehungen der Brutzeit beziehungsweise aus den zwei Begehungen zur Erfassung der Rastvögel.
2. Gesamtabundanz: Summe Individuen aller Arten aus den vier Begehungen der Brutzeit beziehungsweise aus den zwei Begehungen zur Erfassung der Rastvögel.
3. Artenreichtum/Diversität Agrarvögel: Summe der Arten aus den vier Begehungen der Brutzeit beziehungsweise aus den zwei Begehungen zur Erfassung der Rastvögel, die ihren Lebensmittelpunkt in Westeuropa auf Agrarflächen haben. Grundlage ist die Auswahl durch die EBCC, die 24 Vogelarten für Westeuropa als häufige Agrarvögel definiert und diese in einem Index, dem Agrarvogelindex, zusammenfasst (Tab. 23, EBCC 2013).
4. Abundanz Agrarvögel: Summe aller Individuen der Arten aus den vier Begehungen der Brutzeit beziehungsweise aus den zwei Begehungen zur Erfassung der Rastvögel, die ihren Verbreitungsschwerpunkt in Westeuropa auf Agrarflächen haben. Grundlage ist die Auswahl durch die EBCC, die 24 Vogelarten für Westeuropa als häufige Agrarvögel definiert (Tab. 23, EBCC 2013).
5. Artenreichtum/Diversität RL-Bayern: Summe der Arten aus den vier Begehungen der Brutzeit beziehungsweise aus den zwei Begehungen zur Erfassung der Rastvögel, die

in der Rote Liste Bayerns mit den Gefährdungskategorien 1 (vom Aussterben bedroht), 2 (stark gefährdet), 3 (gefährdet) oder V (Vorwarnliste) genannt sind (FÜNFSTÜCK et al. 2003).

6. Abundanz RL-Bayern: Summe aller Individuen aus den vier Begehungen der Brutzeit beziehungsweise aus den zwei Begehungen zur Erfassung der Rastvögel, die in der Rote Liste Bayerns mit den Gefährdungskategorien 1, 2, 3 oder V genannt sind (FÜNFSTÜCK et al. 2003).

5.3.4 Statistik und Auswertung

Ob Blühflächen einen größeren Artenreichtum als Äcker haben wurde an den 40 Aufnahmepaaren mit dem nichtparametrischen Wilcoxon-Test für verbundene Stichproben getestet. Der Wilcoxon-Test setzt keine Normalverteilung voraus, ist robust gegen Ausreißer und führt auch bei kleinen Stichprobengrößen zu guten Ergebnissen (ZÖFEL 1992). Getestet wurden Gesamtartenreichtum, Gesamtabundanz, Artenreichtum und Abundanz Agrarvögel, Artenreichtum und Abundanz Rote Liste Bayern Arten und regelmäßig erfasste Vogelarten. Die p-Werte der getesteten Vogelarten wurden FDR (false detection rate) korrigiert. Dies führt bei multiplen Hypothesen zur Eliminierung eines eventuellen Alpha-Fehlers, also falscher positiver Tests (ROBACK & ASKINS 2005). Die Darstellung erfolgt im Boxplot (zur Darstellung siehe WAGNER & VOLZ 2014).

Alle 125 Blühflächen gingen in die Modellierung ein. Um den Einfluss verschiedener Umweltvariablen auf die Messgrößen zu analysieren, wurde für Messgrößen, die im paarweisen Vergleich eine signifikante Reaktion auf das Vorhandensein von Blühflächen zeigten (siehe Tab. 24), ein gemischtes Modell (R-Prozedur: lmer) mit acht ausgewählten Umweltvariablen – ohne Region – gerechnet. Die Region ging als Zufallsfaktor (random factor) mit in das Modell ein, da sie ein Konglomerat aus direkt gemessenen Umweltvariablen ist und keine Aussagen zur Ausprägung einer optimalen Blühfläche zulässt. Die Umweltvariablen wurden auf Normalverteilung getestet und bei Abweichung davon (Kolmogorov-Smirnov-Test, SAS Enterprise Guide 4.3) gegebenenfalls logarithmiert oder wurzelangepasst. Um die unterschiedlichen Dimensionen der Umweltvariablen zu eliminieren, wurden sie weiterhin z-transformiert.

Die paarweisen Vergleiche erfolgten mit dem SAS Enterprise Guide 4.3, die multivariate Statistik mit R Version i386 3.0.2.

5.4 Ergebnisse

Während der vier Begehungen zur Brutzeit wurden auf den 40 Äckern und 125 Blühflächen 1.715 Individuen in 50 Arten und bei zwei Begehungen im Winter 1.649 Individuen in 23 Arten festgestellt. Insgesamt wurden 56 Arten erfasst (Tab. 23). Häufigste Vögel zur Brutzeit waren Feldlerchen mit 334 Individuen, vor Dorngrasmücken mit 195 Individuen und Goldammern mit 147 Individuen. Im Winter dominierten Stieglitze, von denen 1.208 Individuen aufgenommen wurden, mit weitem Abstand vor Goldammern mit 123 Individuen und Grünfinken mit 102 Individuen.

Tab. 23: Erfasste Vogelarten und -individuen bei 4 Begehungen zur Brutzeit und 2 Begehungen im Winterhalbjahr. Agrarvogelindex (nach EBCC 2013), Rote Liste der gefährdeten Vogelarten Bayerns (RL-Bay) mit Status 1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, V = Art der Vorwarnliste (FÜNFSTÜCK et al. 2003).

Art	Wissenschaftlicher Name	RL-Bay	Agrarvogelindex	Individuen Brutzeit	Individuen Winterhalbjahr
Amsel	<i>Turdus merula</i>			13	
Bachstelze	<i>Motacilla alba</i>	3	ja	32	
Baumpieper	<i>Anthus trivialis</i>			15	
Blauehlchen	<i>Luscinia svecica</i>	V		4	
Blaumeise	<i>Parus caeruleus</i>			1	2
Bluthänfling	<i>Carduelis cannabina</i>	3	ja	24	32
Braunkehlchen	<i>Saxicola rubetra</i>	2	ja	10	
Buchfink	<i>Fringilla coelebs</i>			2	4
Dorngrasmücke	<i>Sylvia communis</i>		ja	195	
Eichelhäher	<i>Garrulus glandarius</i>			1	
Elster	<i>Pica pica</i>			4	
Jagdfasan	<i>Phasianus colchicus</i>			23	52
Feldlerche	<i>Alauda arvensis</i>	3	ja	459	4
Feldschwirl	<i>Locustella naevia</i>			4	
Feldsperling	<i>Passer montanus</i>	V	ja	46	31
Girlitz	<i>Serinus serinus</i>			2	
Goldammer	<i>Emberiza citrinella</i>	V	ja	154	123
Graumammer	<i>Emberiza calandra</i>	1	ja	1	
Graureiher	<i>Ardea cinerea</i>	V			2
Grünfink	<i>Carduelis chloris</i>			53	102
Grünspecht	<i>Picus viridis</i>	V		1	1
Hausrotschwanz	<i>Phoenicurus ochrurus</i>			1	
Hausperling	<i>Passer domesticus</i>			2	
Heckenbraunelle	<i>Prunella modularis</i>			1	
Hohltaube	<i>Columba oenas</i>			4	
Kernbeißer	<i>C. coccothraustes</i>				1
Kiebitz	<i>Vanellus vanellus</i>	2	ja	16	1
Kohlmeise	<i>Parus major</i>			4	6
Kornweihe	<i>Circus cyaneus</i>				3
Lachmöwe	<i>Larus ridibundus</i>			22	
Mauersegler	<i>Apus apus</i>	V		12	
Mäusebussard	<i>Buteo buteo</i>			21	10
Mehlschwalbe	<i>Delichon urbicum</i>	V		57	
Misteldrossel	<i>Turdus viscivorus</i>			3	
Neuntöter	<i>Lanius collurio</i>		ja	27	
Rabenkrähe	<i>Corvus corone</i>		ja	1	
Raubwürger	<i>Lanius excubitor</i>				1
Rauchschwalbe	<i>Hirundo rustica</i>	V	ja	108	
Rebhuhn	<i>Perdix perdix</i>	3	ja	5	11
Ringeltaube	<i>Columba palumbus</i>			19	
Rohrammer	<i>Emberiza schoeniclus</i>			9	1
Rohrweihe	<i>Circus aeruginosus</i>	3		15	

Art	Wissenschaftlicher Name	RL-Bay	Agrarvogelindex	Individuen Brutzeit	Individuen Winterhalbjahr
Rotmilan	<i>Milvus milvus</i>			1	
Singdrossel	<i>Turdus philomelos</i>			5	
Sperber	<i>Accipiter nisus</i>				1
Star	<i>Sturnus vulgaris</i>			37	
Stieglitz	<i>Carduelis carduelis</i>		ja	52	1.208
Sumpfrohrsänger	<i>Acrocephalus palustris</i>			58	
Turmfalke	<i>Falco tinnunculus</i>		ja	22	6
Turteltaube	<i>Streptotelia turtur</i>	V	ja	1	
Wacholderdrossel	<i>Turdus pilaris</i>		ja	4	45
Wachtel	<i>Coturnix coturnix</i>	V		11	
Wiesenpieper	<i>Anthus pratensis</i>	V		4	
Wiesenschafstelze	<i>Motacilla flava</i>	3	ja	147	
Wiesenweihe	<i>Circus pygargus</i>	1		2	
Zaunkönig	<i>T. troglodytes</i>				2
Arten		21	18	50	23
Individuen				1715	1649

5.4.1 Vergleich Acker und Blühfläche: Brutvögel

Auf Äckern wurden im Mittel 6,88 Individuen in 2,43 Arten kartiert. Dem standen signifikant verschieden 12,80 Individuen in 5,33 Arten auf Blühflächen gegenüber. Der Artenreichtum der Agrarvögel war mit 3,55 Arten zu 1,90 Arten auf Blühflächen gegenüber Äckern ebenfalls signifikant erhöht. Auch die Rote Liste Bayern-Arten waren auf Blühflächen signifikant häufiger. Auf Äckern wurden im Mittel 1,93 Arten und auf Blühflächen im Mittel 2,63 Arten erfasst. Diese Ergebnisse spiegelten sich auch in den Individuensummen wider. Die Abundanz der Agrarvögel auf Blühflächen war mit 9,33 Individuen zu 5,85 Individuen, signifikant erhöht. Nur die Abundanz der Arten der Rote Liste Bayerns war auf Blühflächen (7,88 Individuen) nicht signifikant höher als auf Ackerflächen (5,90 Individuen) (Wilcoxon-Test, $p = 0,11$) (Tab. 24, Abb. 30).

Die einzelnen Vogelarten reagierten verschieden. Dorngrasmücken, Goldammern und Sumpfrohrsänger kamen häufiger auf Blühflächen als auf Äckern vor (Wilcoxon-Test, FDR-korrigiert, p jeweils $< 0,05$). Bachstelzen, Feldlerchen, Feldsperlinge, Grünfinken, Kiebitze, Mäusebussarde, Neuntöter, Rauchschnalben, Stieglitze, Turmfalken und Wiesenschafstelzen zeigten keine signifikanten Reaktionen. Alle anderen Arten traten an weniger als 6 Standorten auf und wurden nicht getestet. Es wurden keine signifikanten negativen Auswirkungen von Blühflächen auf die Individuensumme einer Art festgestellt (Tab. 24, Abb. 30).



Abb. 29: Die Goldammer (*Emberiza citrinella*) profitiert von Blühflächen, Foto S. Pfützke.

Tab. 24: Brutvögel: Artenreichtum (Artensumme) und Abundanz (Individuensumme) aller Arten, Arten des Agrarvogelindex, Arten der Rote Liste (RL) Bayern, alle Individuen, Individuen des Agrarvogelindex, Individuen der Rote Liste (RL) Bayern und ausgewählter Arten. Vier Begehungen, nichtparametrischer Wilcoxon-Test für zwei verbundene Stichproben, FDR = p-Wert Korrektur mit der „false detection rate“-Methode für die 14 Arten, n = 40 Paare (Acker minus Blühfläche), Med = Median, signifikante Ergebnisse sind durch Fettdruck hervorgehoben.

Artenreichtum	Acker		BFI		Diff. BFI-A		Wilcoxon	
	Mittelwert	Med	Mittelwert	Med	Mittelwert	Med		
Gesamt	2,43 ± 1,01	3	5,33 ± 1,59	5	2,90 ± 1,84	2	p < 0,001	
Agrarvögel	1,90 ± 1,03	2	3,55 ± 1,13	3,5	1,65 ± 1,49	1	p < 0,001	
RL-Bayern	1,93 ± 1,02	2	2,63 ± 1,25	3	0,7 ± 1,59	1	p < 0,01	
Abundanz								
Gesamt	6,88 ± 4,21	6,5	12,80 ± 6,88	11,5	5,93 ± 8,08	4	p < 0,001	
Agrarvögel	5,85 ± 4,21	6	9,33 ± 5,28	9,5	3,48 ± 6,99	3	P < 0,01	
RL-Bayern	5,90 ± 4,20	6	7,88 ± 5,97	6,5	1,98 ± 7,55	1	p = 0,11	
							p-Wert adjustiert (FDR)	
Bachstelze	0,13 ± 0,40	0	0,28 ± 0,51	0	0,15 ± 0,70	0	p = 0,27	p = 0,37
Dorngrasmücke	0	0	1,30 ± 1,51	1	1,30 ± 1,51	1	p < 0,001	p < 0,001
Feldlerche	3,13 ± 2,59	3	2,85 ± 2,57	2	-0,28 ± 3,02	0	p = 0,57	p = 0,66
Feldsperling	0,05 ± 0,22	0	0,53 ± 1,75	0	0,48 ± 1,78	0	p = 0,13	p = 0,22
Goldammer	0,18 ± 0,50	0	1,13 ± 1,56	0	0,95 ± 1,68	0	p < 0,001	p < 0,01
Grünfink	0,08 ± 0,27	0	0,65 ± 1,97	0	0,58 ± 1,97	0	p < 0,05	p = 0,10
Kiebitz	0,13 ± 0,40	0	0,18 ± 0,45	0	0,05 ± 0,60	0	p = 0,79	p = 0,85
Mäusebussard	0,08 ± 0,27	0	0,28 ± 0,51	0	0,20 ± 0,50	0	p = 0,056	p = 0,11
Neuntöter	0	0	0,30 ± 0,85	0	0,30 ± 0,85	0	p < 0,05	p = 0,09
Rauchschwalbe	0,70 ± 1,68	0	1,1 ± 3,52	0	0,40 ± 3,99	0	p = 0,99	p = 0,99
Stieglitz	0	0	0,18 ± 0,45	0	0,18 ± 0,45	0	p = 0,03	p = 0,09
Sumpfrohrsänger	0	0	0,50 ± 0,85	0	0,50 ± 0,85	0	p < 0,001	p < 0,001
Turmfalke	0,03 ± 0,16	0	0,20 ± 0,61	0	0,18 ± 0,64	0	p = 0,16	p = 0,24
Wiesenschafstelze	1,5 ± 1,95	0	1,2 ± 2,05	0	-0,3 ± 2,272	0	p = 0,42	p = 0,53

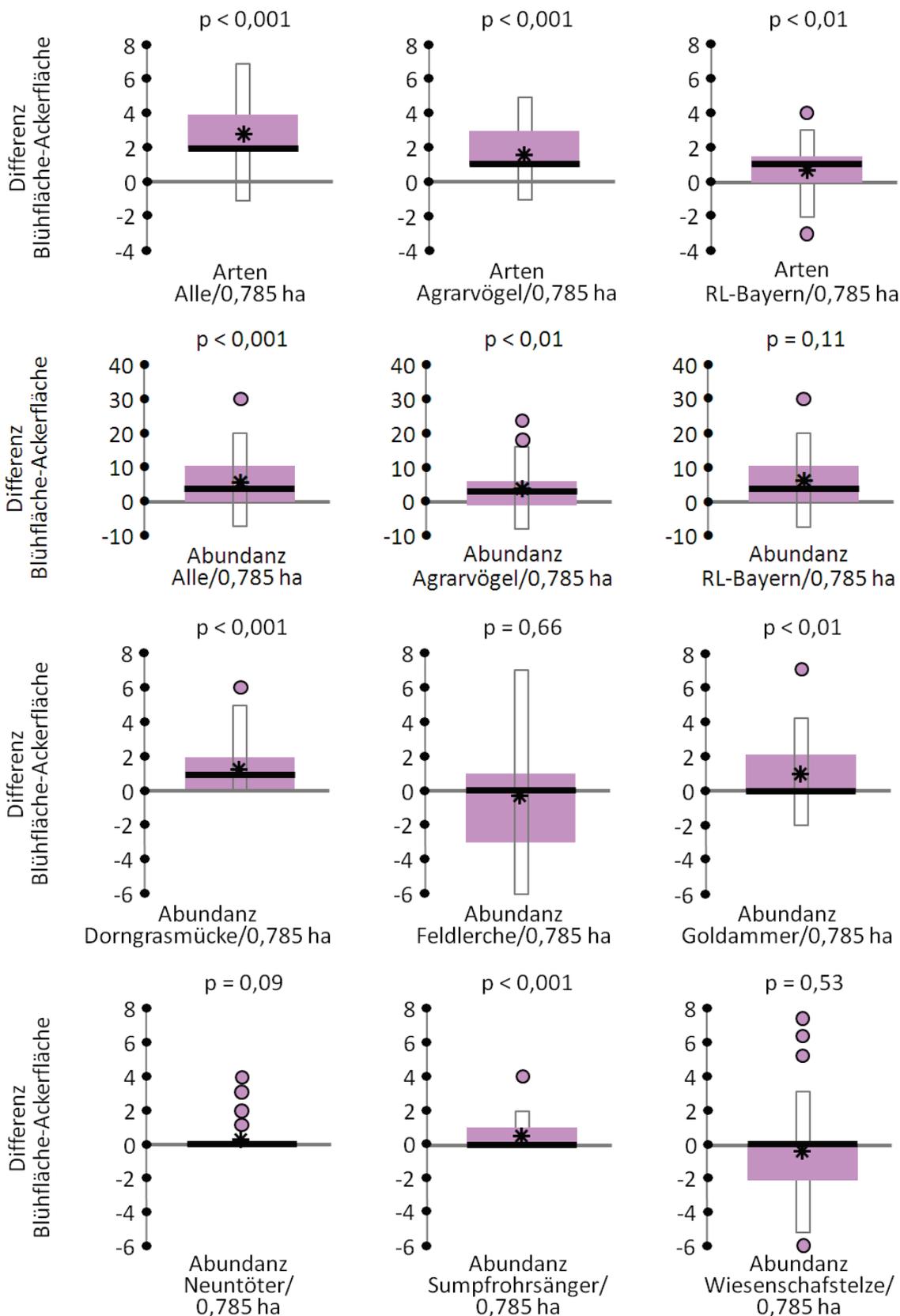


Abb. 30: Brutvögel: Artenreichtum (Artensumme) und Abundanz (Individuensumme) verschiedener Messgrößen, vier Begehungen, dargestellt als Differenzen der $n = 40$ Flächenpaare (jeweils Blühfläche minus Acker). Wilcoxon-Test, siehe Tab. 24, zur Darstellung siehe WAGNER & VOLZ (2014), Skalierung der Y-Achse beachten.

5.4.2 Vergleich Acker und Blühfläche: Winter, Rastvögel

Im Winter blieben viele Aufnahmepunkte ohne Nachweise, auf anderen dagegen wurden hohe Individuensummen gezählt; so auf einer Fläche im Landkreis Weißenburg-Gunzenhausen (Punkt 403) am 18.11.2011 fünf Grünfinken und 160 Stieglitze. Auf Blühflächen waren im Mittel signifikant mehr Arten (1,48 gegenüber 0,38, $p < 0,001$), und Individuen (13 gegenüber 1,68, $p < 0,001$), als auf Ackerflächen (Tab. 25, Abb. 31).

Tab. 25: Rastvögel, Artenreichtum (Artensumme) und Abundanz (Individuensumme), zwei Begehungen, nichtparametrischer Wilcoxon-Test für zwei verbundene Stichproben, $n = 40$ Flächenpaare (Acker-Blühfläche), Med = Median.

Messgröße	Acker		BFI		Diff. BFI-A		Wilcoxon
	Mittelwert	Med	Mittelwert	Med	Mittelwert	Med	
Rast Arten	0,38 ± 0,54	0	1,48 ± 1,24	1	1,10 ± 1,35	1	$P < 0,001$
Rast Individuen	1,68 ± 3,98	0	13,00 ± 24,2	3	11,33 ± 23,62	2,5	$P < 0,001$

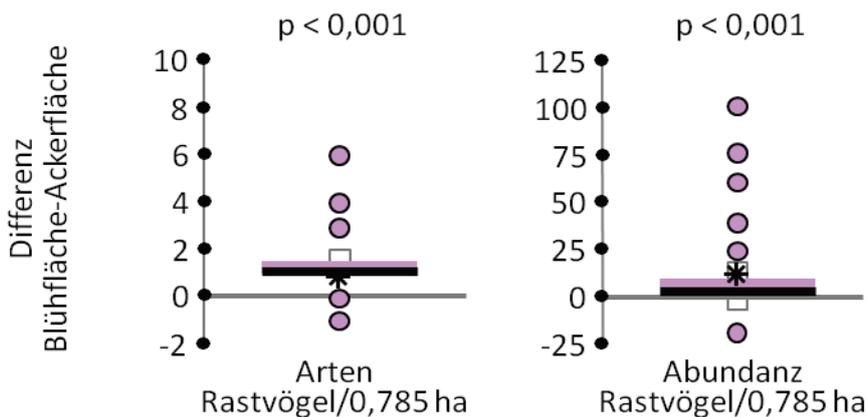


Abb. 31: Rastvögel: Gesamtartenreichtum (Artensumme) und Gesamtabundanz (Individuensumme), zwei Begehungen, dargestellt als Differenzen der $n = 40$ Paare (jeweils Blühfläche minus Acker), Wilcoxon-Test, siehe (Tab. 25), zur Darstellung siehe WAGNER & VOLZ (2014), Skalierung der Y-Achse beachten.

5.4.3 Einfluss der Umweltvariablen auf Artenreichtum und Abundanz

Für acht Messgrößen (Gesamtartenreichtum, Artenreichtum Agrarvögel, Artenreichtum RL-Bayern, Gesamtabundanz, Abundanz Agrarvögel sowie Abundanz Dorngrasmücke, Abundanz Goldammer und Abundanz Sumpfrohrsänger) wurde ein signifikant positiver Einfluss von Blühflächen festgestellt. Für jede dieser Messgrößen wurde der Einfluss der in Kapitel 5.3.2 beschriebenen Umweltfaktoren modelliert. Die Erklärungsgüte der einzelnen Modelle schwankte zwischen 7,3 Prozent beim Sumpfrohrsänger und 26,4 Prozent bei der Dorngrasmücke (Tab. 26).

Die für die jeweilige Modellgüte wichtigsten und eindeutigsten Umweltvariablen waren die Größe der Blühfläche, die sich positiv auf Gesamtartenreichtum und, auf Gesamtabundanz sowie auf die Abundanz der Agrarvögel, der Dorngrasmücke und des Sumpfrohrsängers auswirkte. Einen starken Einfluss auf die jeweiligen Modelle hatte auch die umgebende Ackerfläche. Je mehr Acker eine Blühfläche im Radius von 500 Meter umgab, desto mehr Arten, Agrarvogelarten, sowie Individuen und Agrarvogelindividuen wurden gefunden. Mit Zunahme des Niederschlags nahmen die Abundanzen bei Agrarvögeln, Dorngrasmücke und in Tendenz bei der Goldammer ab. Die Entfernung zum nächsten Wald wirkte sich positiv auf Artenreichtum und Abundanz von Agrarvögeln aus (Tab. 26). Weiterhin interessant war, dass in der Nähe von Siedlungen eine höhere Gesamtabundanz und Abundanz von Agrarvögeln zu finden war. Goldammern mieden aber tendenziell Siedlungen. Mais ging positiv in die Modelle von Dorngrasmücke und Goldammer ein. Die Gründe dafür müssen offen bleiben (Tab. 26).

Tab. 26: Gemischte Lineare Modelle (lmer) für 8 Messgrößen, (+),(-) = Umweltvariable mit Tendenz auf dem Niveau $p < 0,1$, +,- = Umweltvariable signifikant auf dem Niveau $p < 0,05$, ++,-- = Umweltvariable signifikant auf dem Niveau $p < 0,01$, + und - zeigen jeweils die Richtung des Einflusses an.

Messgrößen	Güte des Modells (R^2) in %	Höhe NN [m]	Mittl. Niederschlag [mm]	Größe BFI [m ²]	Entf. Nächster Wald [m]	Entf. Nächste Siedlung [m]	Schlaggröße [m ²]	Fläche Acker 500 m Radius [ha]	Fläche Mais 500 m Radius [ha]
Arten, alle	22,9			+				+	
Arten Agrarvögel	19,5				+		(-)	(+)	
Arten RL-Bayern	14,0								
Abundanz, alle	21,6			+++		-		++	
Abundanz Agrarvögel	24,1	+	-	+	++	-		++	
Abundanz Dorngrasmücke	26,4		-	++					+
Abundanz Goldammer	15,5		(-)		-	(+)	--		++
Abundanz Sumpfrohrsänger	07,3			++					

5.5 Diskussion

5.5.1 Blühflächen erhöhen den Artenreichtum in der Agrarlandschaft

56 Arten brüteten oder suchten Nahrung beziehungsweise Deckung auf den 125 untersuchten Blühflächen. Im direkten Vergleich mit benachbarten Äckern zeigt sich, dass Blühflächen für die Avifauna eine höhere Wertigkeit besitzen. Dabei profitierten sowohl der Gesamtartenreichtum als auch Agrarvogelarten und Arten der RL-Bayern. Es profitie-

ren also nicht nur Ubiquisten, sondern auch Spezialisten und gefährdete Arten. Blühflächen sind pflanzenartenreich und werden nicht bewirtschaftet oder gepflegt. Während es zu Blühflächen nur wenig Literatur gibt, zeigen VAN BUSKIRK und WILLI (2004) in einer Metastudie über Stilllegungsflächen, dass sowohl der Artenreichtum, thematisiert in 20 Veröffentlichungen als auch die Abundanz (85 Veröffentlichungen) von Vögeln auf Stilllegungsflächen signifikant höher ist als auf Vergleichsflächen. Auch neuere Untersuchungen bestätigen diesen Trend (z. B. HERZON et al. 2011 für Finnland). Die Veröffentlichungen zeigen auch, dass zurückgehende Arten, die im Fokus des Naturschutzes stehen, von Stilllegungsflächen profitieren können (VAN BUSKIRK & WILLI 2004).

Warum ist das so? Kritische Faktoren für das Vorkommen von Vögeln in der Agrarlandschaft sind Nahrungsverfügbarkeit und Struktur (Nahrung: BUCKINGHAM et al. 1999, WILSON et al. 1999). Blühflächen sind nicht den Bearbeitungszyklen der Feldwirtschaft unterworfen und damit störungsarm. Sie haben, das konnte mit diesem Forschungsvorhaben gezeigt werden (WAGNER et al. 2014a), neben einer artenreichen, wenn auch angesäten Vegetation vor allem signifikant arten- und individuenreichere Arthropodengemeinschaften als die im Vergleich untersuchten Äcker. Durch Deckung, Störungsarmut und gute Nahrungsverfügbarkeit entstehen gute Voraussetzungen für die Etablierung arten- und individuenreichere Vogelgemeinschaften.

Wenn man die Reaktion der einzelnen Arten betrachtet, zeigt sich, dass vor allem Dorngrasmücken, Goldammern und Sumpfrohrsänger profitieren. Die Dorngrasmücke als Charaktervogel „nutzloser Randzonen“ in der offenen Landschaft (BAIRLEIN 1991, S. 863) ist der Charaktervogel der bayerischen Blühflächen.

Dorngrasmücken, Goldammern und Sumpfrohrsänger sind typischerweise auf „nutzlose Randstrukturen“ (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1997), Brachen, nicht gemähte Hochstaudenbestände und Saumbiotope, Hecken sowie Grenzbereiche zwischen Krautstaudenfluren und Strauch- oder Baumvegetation angewiesen (BAIRLEIN 1991, SCHULZEHAGEN 1991). Auch in der Schweiz wurden die dort gefährdeten Dorngrasmücken als Profiteure von Wildblumenstreifen mit hohen krautigen Pflanzen wie Wilde Karde (*Dipsacus fullonum*) sowie von Hecken identifiziert (BIRRER et al. 2005, MEICHTRY-STIER et al. 2013). Wenn man, die Ergebnisse etwas vereinfacht interpretierend, davon ausgeht, dass 2011 auf jeder der 19.000 Blühflächen Bayerns eine Dorngrasmücke brütete, so lag der Bestand auf Blühflächen bei 19.000 Dorngrasmücken. Dies entspricht dem geschätzten bayerischen Bestand von 10.000-20.000 Brutpaaren (Erfassungsjahre 2005-2009, RÖDL et al. 2012). In der Schweiz konnte in Modellbetrieben durch gezielte Anlage von ökologischen Ausgleichsflächen, wie Buntbrachen aber auch anderen Strukturen, in bestimmten Landschaften eine Verzehnfachung des Dorngrasmückenbestands nach neun Jahren erreicht werden (BIRRER et al. 2005).

Einen tendenziell positiven Trend zeigen mit Grünfink, Neuntöter und Stieglitz weitere Arten, die in halb offen und offenen Landschaften auf Randstrukturen, offenen Boden, Brachen, samentragende Staudenbestände und Hecken angewiesen sind (BAUER et al. 2005). Für alle oben genannten Arten gilt: Sie profitieren vom Nahrungsangebot und nicht zuletzt von vertikalen Elementen, wie sie typisch für die nicht gepflegten Blühflächen sind (siehe WAGNER & VOLZ 2014). Um den Bedürfnissen dieser Arten gerecht zu werden, dürfen Blühflächen nicht gemulcht oder gemäht werden.



Abb. 32: Blühfläche in Unterfranken angelegt 2010, Aufnahmedatum 19.5.2011



Abb. 33: Blühfläche in Unterfranken angelegt 2009, Aufnahmedatum 2.5.2011.

In Bayern gefährdete Arten der flachen, offenen Feldflur mit freiem Horizont und teilweise lückiger Vegetation wie Feldlerche, Kiebitz und Wiesenschafstelze (BAUER et al. 2005, FÜNFSÜCK et al. 2003, GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1985, HAFFER 1985a, 1985b, JENNY 1990) zeigten weder eine positive noch eine negative Reaktion auf Blühflächen. Mit der Anlage von Blühflächen kann man Arten der offenen Feldflur wahrscheinlich nicht gezielt fördern, die Landschaften werden durch Blühflächen aber auch nicht für Offenlandarten entwertet. Warum dies so ist, ist spekulativ. Blühflächen haben als Brutplatz für bestimmte Offenlandarten eventuell eine geringe Bedeutung. So brüteten auf einem intensiv untersuchten Biobetrieb in Brodowin, Brandenburg, Feldlerchen zu 100 Prozent und Wiesenschafstelzen zu mehr als 80 Prozent im Acker. Auch die Nahrungssuche erfolgte überwiegend auf Ackerschlägen in Bereichen geringer Vegetationsdeckung und nicht in Sonderstrukturen wie Blühstreifen, Randstreifen, Segetalstreifen oder Drilllücken (FUCHS 2010, VICKERY et al. 1998, 2002). Laut HÖTTKER et al. (2013) ist die Vegetationsdichte kritisch für das Vorkommen von Feldlerchen. Blühflächen sind mit 10,2 Prozent (WAGNER & VOLZ 2014) offenem Boden, sehr dicht bewachsen und dazu hochwüchsig. Die Stilllegungsflächen, die durch POULSEN et al. (1998) in England untersucht wurden, waren vorjährig. Alte Vegetationsstrukturen beschränkten sich auf Stoppeln. Dort wurden, im Vergleich zu Getreideäckern, erhöhte Revierdichten und ein höherer Bruterfolg festgestellt (POULSEN et al. 1998, siehe auch BRACKEN & BOLGER 2006, KOVÁCS-HOSTYÁNSZKI & BÁLDÍ 2012, TSCHARNTKE et al. 2011). Ebenso kommen WILCOX et al. (2014) in ihrer Metastudie zu dem Schluss, dass sich Stilllegungsflächen positiv auf die Abundanz von Feldlerchen auswirken. Eine aktuelle Literaturzusammenfassung für Deutschland definiert Brachen und Brachestreifen als wichtigsten Nahrungsraum für Feldlerchen im Sommer (HÖTKER et al. 2013).

Für Feldlerchen muss das Konzept Blühflächen nicht modifiziert werden. Eher sind vorjährige Rotationsbrachen oder Stilllegungsflächen mit langen Pflegeintervallen und von eventuell geringer Größe aber hoher Frequenz eine sinnvolle Maßnahme (siehe oben). Die Bedeutung offenen Bodens für Feldlerchen wird auch durch den positiven Einfluss sogenannter Lerchenfenster deutlich. Dabei handelt es sich um Lücken im Getreide von zirka 20 Quadratmeter, die durch kurzzeitiges Anheben der Sähmaschine bei der Aussaat erzeugt werden. Lerchenfenster werden vor allem im Wintergetreide angelegt und von Feldlerchen als Landeplätze und Nahrungsflächen genutzt. Feldlerchen bevorzugten außerdem ab Mitte Mai Neststandorte in der Nähe von Lerchenfenstern. So wurde in Wintergetreidefeldern mit Lerchenfenstern ein höherer Bruterfolg festgestellt als in Wintergetreidefeldern ohne Lerchenfenster (DONALD & MORRIS 2005, DONALD et al. 2001, FISCHER et al. 2009, GHARADJEDAGHI et al. 2011, JOEST et al. 2011, MORRIS 2009).

Dass im Rahmen dieser Untersuchungen seltene Arten, wie Braunkehlchen, Rebhuhn, Wachtel oder Wiesenweihe kaum erfasst wurden, ist nicht auf eine geringe Wertigkeit der Blühflächen, sondern auf das Versuchsdesign zurückzuführen, das durch die kurzen Verweildauern auf den Punkt-Stopps nicht geeignet war, seltene Arten beziehungsweise Arten mit einer großen Aktionsfläche oder unauffällige Arten in ausreichender Anzahl zu erfassen. Außerdem sind Blühflächen keine Wiesen und somit darf auch nur eingeschränkt mit Wiesenbrütern, wie Bekassinen oder Braunkehlchen, gerechnet werden. Für das Rebhuhn, das zwischen 1980 und 2011 in Europa Bestandsverluste von über 90 Prozent hinnehmen musste (EBCC 2013), gibt es starke Hinweise, dass Blühflächen einen Beitrag zur Erhaltung leisten können. In der Schweiz hielten sich ausgesetzte Rebhühner vor allem in Arealen mit 5,8 Prozent ökologisch aufgewerteten Flächen auf (BUNER et al. 2005). Im Kanton Schaffhausen (Schweiz) brüteten 80 Prozent der ausgesetzten Rebhühner in Buntbrachen und Grassäumen (JENNY et al. 2010). Ähnliche Ergebnisse gibt es aus Mitteldeutschland,

wo 90 Prozent der Bruten in Restflächen (Brachen, Krautsäumen) lagen (WÜBBENHORST 2002). Und in Göttingen hat man gute Erfahrungen mit mindestens 10 Meter, besser 20 Meter breiten Blühstreifen gemacht, die auf sechs Prozent der Ackerfläche angelegt waren (GOTTSCHALK & BEEKE 2011).

5.5.2 Blühflächen im Winter

Die Ergebnisse dieser Studie zeigen, dass Blühflächen im Winter attraktive Rast- und Nahrungshabitate für überwinterte Singvögel sind. Das große Angebot an Samen und eingeschränkt Insekten und Spinnentieren sind die ausschlaggebenden Faktoren (MOORCROFT et al. 2002 für Stoppelfelder). In England wurden auf im Winter nicht gemulchten, natürlich begrünt einjährigen Stilllegungsflächen Finken und Sperlinge häufiger erfasst als bei einer Zufallsverteilung anzunehmen gewesen wäre (BUCKINGHAM et al. 1999). Auch Randstreifen werden in England von Bluthänflingen, Goldammern, Grünfinken, Haussperlingen und Stieglitzen im Winter überproportional genutzt (VICKERY et al. 1998). PLUSH et al. (2013) zeigen, dass nordamerikanische Neuweltammern nicht gemähte Randflächen im Winter anderen Ackerflächen vorzogen. Eine Mahd schmälert die Wertigkeit von Blühflächen für überwinterte Vogelarten.

5.5.3 Größe, Lage und Anteil in der Kulturlandschaft

Die Größe bayerischer Blühflächen hat einen positiven Einfluss auf Artenreichtum und Abundanz. Dies deckt sich mit der Auswertung einer Literaturübersicht (Metastudie) zu den Auswirkungen von Stilllegungsflächen auf Vögel durch VAN BUSKIRK und WILLI (2004). In der Zusammenschau zeigt sich, dass mit zunehmender Größe der Stilllegungsflächen die Artenvielfalt der Vögel steigt (VAN BUSKIRK & WILLI 2004). Allerdings bevorzugen Feldlerchen in England Landschaften mit vielen kleinen gegenüber wenigen großen Stilllegungsflächen (HENDERSON et al. 2012). Wie groß eine möglichst große Blühfläche sein sollte, ist leider nicht bekannt. Eventuell ist eine quadratische Blühfläche von 25 Meter Kantenlänge schon groß, eine fünf Meter breite aber 500 Meter lange ist es dagegen sicher nicht.

Je mehr Ackerflächen im Umfeld eines Aufnahmepunkts liegen, desto geringer ist die Landschaftskomplexität, was die Ackerfläche zu einem guten Schätzer dafür macht (FISCHER et al. 2011, HAENKE et al. 2009, HOLZSCHUH et al. 2007). Spannend ist der Aspekt, dass sich der Anteil an Ackerfläche im Umkreis einer Blühfläche positiv auf Artenreichtum und Abundanz von Vögeln auswirkt. Dies kann auch beim Niederwild (WAGNER et al. 2014b) festgestellt werden. Auch TSCHARNTKE et al. (2005, 2012) beschreiben den Nutzen, also zum Beispiel die Veränderung des Artenreichtums durch Agrarumweltmaßnahmen als im Verhältnis höher in einfachen als in komplexen Landschaften und empfehlen die vorrangige Anlage von Agrarumweltmaßnahmen in einfachen Landschaften (TSCHARNTKE et al. 2005, 2012).

Während einzelne Blüh-/Stilllegungsflächen in einfachen Landschaften den größten Effekt zeigen, nimmt der Artenreichtum auf Landschaftsebene mit der nicht genutztem Ackerfläche zu (DALLIMER et al. 2010, FLADE et al. 2003, HENDERSON et al. 2012). HENDERSON et al. (2012) zeigten, dass sich Landschaften mit weniger als drei Prozent nicht bearbeitetem Land hinsichtlich Artenreichtum und Abundanz von Agrarvögeln von Landschaften mit mehr als 10 Prozent nicht genutztem Land unterscheiden. Signifikant ausschlaggebend ist der Anteil an nicht genutztem Land für Bluthänflinge, Feldlerchen, Goldammern und Kie-

bitze und für die Gesamtartenzahl (HENDERSON et al. 2012). Die Frage, ob wenige große oder viele kleine Blühflächen wertvoller sind (SLOSS, single large or several small, siehe SIMBERLOF & ABELE 1982), wird nicht abschließend zu beantworten sein. In England konnte gezeigt werden, dass Bluthänflinge große Stilllegungen gegenüber kleinen bevorzugen, Feldlerchen dagegen viele kleine gegenüber wenigen großen. Bei vielen anderen Arten wurde kein Effekt festgestellt (HENDERSON et al. 2012).

5.5.4 Wald

Wenn man berücksichtigt, dass man mit Blühflächen vor allem Agrarvögel fördern will, sollten Blühflächen einen Mindestabstand zum nächsten Wald haben. Die Feldlerche, die zwar nicht durch Blühflächen gefördert wird, diese aber mit nutzt, hält vom Wald, je nach Höhe und Größe einen Mindestabstand von 60 Meter bis 120 Meter und maximal 220 Meter (OELKE 1968, HAFFER 1985a, FUCHS 2010), so dass ein Abstand von mindestens 100 Meter einen Richtwert darstellen könnte (BIRRER et al. 2005, FUCHS & STEIN-BACHINGER 2008). Allerdings sind die Ergebnisse nicht so eindeutig wie gewünscht. So wurde in Portugal nur bei Steppenvögeln, wie Kurzzehenlerchen, ein negativer Einfluss des Walds auf das Vorkommen gefunden. Gesamtartenreichtum und Artenreichtum häufiger Arten, wie Bluthänflinge, Braunkehlchen, Grünfinken, Grauammern, Hauben- und Theklalerchen nahmen entgegen den eigenen Ergebnissen zum Wald hin zu (REINO et al. 2009). Anders wieder die Ergebnisse aus einer schwedischen Untersuchung. Dort nahm der Artenreichtum an Aufnahmepunkten ab, wenn diese überdurchschnittlich von Wald umgeben waren (WRETENBERG et al. 2010).

5.5.5 Alter der Blühflächen

Wie sich die Vogelwelt mit dem Alter einer Blühfläche verändert, ist aus den eigenen Daten – es wurden nur Blühflächen im dritten Jahr untersucht – nicht zu beantworten. Sie ist für die Praxis aber relevant. Deswegen soll sie hier kurz angerissen werden. Belastbare avifaunistische Untersuchungen gibt es für Stilllegungsflächen. Blühflächen sind aber nicht mit Flächenstilllegungen identisch, sie bilden eine eigene Kategorie. Vor allem die Aussaat artenreicher Mischungen und die fehlende Pflege, also die dichten vorjährigen Strukturen unterscheiden die Blühflächen und Stilllegungsflächen.

Hauptaspekt der Vegetationssukzession auf Blühflächen, aber auch auf Stilllegungsflächen ist eine nach zwei Jahren abrupt wechselnde Pflanzenartenzusammensetzung von einjährigen zu ausdauernden Arten, die meist mit einer Zunahme der Vegetationsdichte und einer Abnahme an Pflanzenarten einhergeht (TSCHARNTKE et al. 2011), die aber bei Blühflächen oft sehr moderat von statten geht (WAGNER & VOLZ 2014). Dabei nimmt die Nahrungsverfügbarkeit wahrscheinlich mit dem Alter der Stilllegungsflächen ab (HYVÖNEN & HUUSELA-VEISTOLA 2011). Durch die Änderung struktureller Eigenschaften, insbesondere Zunahme der Vegetationshöhe und Bodendeckung, findet bei den Vögeln auf Blühflächen eventuell ein Artenwechsel von Offenlandarten zu Arten ruderaler Standorte statt, der zwar Auswirkungen auf das Vorkommen von Agrarvögeln haben kann, jedoch nicht zwangsläufig den Artenreichtum beeinflusst. Die Ergebnisse von Untersuchungen auf Flächenstilllegungen sind deswegen auch widersprüchlich. VAN BUSKIRK und WILLI (2004) arbeiteten in ihrer Metaanalyse einen negativen Effekt des Alters von Flächenstilllegungen auf den Artenreichtum, nicht aber auf die Abundanz heraus. TSCHARNTKE et al. (2011) fassen weitere Ergebnisse zusammen. Vor allem junge Rotati-

onsbrachen scheinen sehr gute Bedingungen für brütende Agrarvögel zu bieten. Allerdings gibt es auch Studien, bei denen auf drei- oder sogar fünfjährigen Flächenstilllegungen der größte Artenreichtum gefunden wurde (Überblick in TSCHARNTKE et al. 2011). Aktuell wurden auf ungarischen Flächenstilllegungen mit einer Gras-Leguminosen-Einsaat den obigen Aussagen widersprechend positive Korrelationen des Brachealters und dem Agrarvogel-Artenreichtum beziehungsweise -Abundanz gefunden. Untersucht wurden dort ein- bis dreijährige Flächenstilllegungen (KOVÁCS-HOSTYÁNSZKI & BÁLDÍ 2012).

Aus der Literatur lässt sich kein optimales Blühflächenalter ableiten. Sinnvoll ist, wenn Blühflächen rotierend in einem festen Rhythmus immer wieder neu angelegt werden.

5.6 Literatur

- BAIRLEIN, F. (1991): *Sylvia communis* – Dorngrasmücke. – in: Glutz von Blotzheim (Hrsg.): *Handbuch der Vögel Mitteleuropas Band 12/II Passeriformes (3. Teil) Sylviidae – Grasmücken Laubsänger und Goldhähnchen*, bearbeitet von: Glutz von Blotzheim, Urs N., Bauer, Kurt M., Aula Verlag, Wiesbaden, 633-1460.
- BAUER, H.-G., BEZZEL, E., FIEDLER, W. (2005): *Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Passeriformes – Sperlingsvögel*. – Aula-Verlag, Wiebelsheim, 622 S.
- BAYERISCHE VERMESSUNGSVERWALTUNG (2013): *Digitale Daten der Tatsächliche Nutzung*. – http://vermessung.bayern.de/geobasis_lvg/Tat_Nutzung.html (aufgerufen am 26.8.2013).
- BATÁRY, P., BÁLDI, A., KLEIJN, D., TSCHARNTKE, T. (2011): *Landscape-moderated biodiversity effects of agri-environmental management: a meta-analysis*. – *Proceedings of the Royal Society B* 278, 1894-1902.
- BIBBY, C.J., BURGESS, N.D., HILL, D.A. (1995): *Methoden der Feldornithologie – Bestandserfassung in der Praxis*. – Neumann Verlag, Radebeul, 270 S.
- BIRRER, S., KOHLI, L., SPIESS, M., HERZOG, F. (2005): *Evaluation der Wirksamkeit ökologischer Ausgleichsflächen anhand der Brutvögel (Kap. 7)*. – *Schriftenreihe der FAL* 56, 139-148.
- BIRRER, S., KOHLI, L., SPIESS, M. (2007): *Haben ökologische Ausgleichsflächen einen Einfluss auf die Bestandsentwicklung von Kulturland-Vogelarten im Mittelland? – Der Ornithologische Beobachter* 104/3, 189-208.
- BRACKEN, F., BOLGER, T. (2006): *Effects of set-aside management on birds breeding in lowland Ireland*. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* 117/2-3, 178-184.
- BUCKINGHAM, D.L., EVANS, A. D., MORRIS A.J., ORSMAN, C.J., YAXLEY, R. (1999): *Use of set-aside land in winter by declining farmland bird species in the UK*. – *Bird Study* 46, 157-169.
- BUNER, F., JENNY, M., ZBINDEN, N., NAEF-DAENZER, B. (2005): *Ecologically enhanced areas – a key habitat structure for re-introduced Grey Partridges *Perdix perdix**. – *Biological Conservation* 124, 373–381.
- DALLIMER, M., GASTON, K.J., SKINNER, A.M., HANLEY, N., ACS, S.P.R. (2010): *Field-level bird abundances are enhanced by landscape-scale agri-environment scheme uptake*. – *Biology Letters* 6, 643-646.

- DO-G & DDA (Deutsche Ornithologen-Gesellschaft und Dachverband Deutscher Avifaunisten) (2012): Positionspapier zur aktuellen Bestandssituation der Vögel in der Agrarlandschaft. – www.dda-web.de/downloads/texts/positionspapier_agrar-voegel_dda_dog.pdf (aufgerufen am 4.9.2013).
- DONALD, P. F., GREEN, R.E., HEATH, M.F. (2001): Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. – *Proceedings of the Royal Society of London B* 268, 25-29.
- DONALD, P.F., MORRIS, TONY J. (2005): Saving the Sky Lark: new solutions for a declining farmland bird. – *British Birds* 98, 570-578.
- DRÖSCHMEISTER, R., SUDFELDT, C., TRAUTMANN, S. (2012.): Zahl der Vögel halbiert: Landwirtschaftspolitik der EU muss umweltfreundlicher werden. – *Der Falke* 59, 316-317.
- EBCC (2013): European wild bird indicators, 2013 update. – www.ebcc.info/index.php?ID=510 (aufgerufen am 7.11.2013).
- FISCHER, C., FLOHRE, A., CLEMENT, L.W., BATÁRY, P., WEISSER, W., TSCHARNTKE, T., THIES, C. (2011): Landscape structure versus farming practices as predictors of bird diversity in the agricultural landscape. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* 141, 119-125.
- FISCHER, J., JENNY, M., JENNI, L. (2009): Suitability of patches and in-field strips for Sky Larks *Alauda arvensis* in a small-parcelled mixed farming area. – *Bird Study* 56, 34-42.
- FISCHER, S., SUDFELDT, C. (2008): Gestern, heute, morgen – Avifaunistik in Deutschland. – *Vogelkundliche Berichte aus Niedersachsen* 40, 41-54.
- FLADE, M., PLACHTER, H., HENNE, E., ANDERS, K. (Hrsg.) (2003): Naturschutz in der Agrarlandschaft. Ergebnisse des Schorfheide-Chorin-Projektes. – Quelle Meyer Verlag, 388 S.
- FUCHS, S. (2010): 7.5 Feldvögel. – in: Stein-Bachinger, K., Fuchs, S.: Gottwald, F. (Hrsg.): *Naturschutzfachliche Optimierung des Ökologischen Landbaus „Naturschutzhof Brodowin“*, *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 90, 136-144.
- FUCHS, S., STEIN-BACHINGER, K. (2008): Naturschutz im Ökolandbau – Praxishandbuch für den ökologischen Ackerbau im nordostdeutschen Raum. – *Bioland-Verlag*, 144 S.
- FÜNFSTÜCK, H., VON LOSSOW, G., SCHÖPF, H. (2003): Rote Liste der gefährdeten Brutvögel (Aves) Bayerns. – *Schriftenreihe des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz* 166, 39-44.
- GHRADJEDAGHI, B., KEMPER, E., MÖLTGEN-GOLDMANN, E., VOIGT, N., WEIGEL, A., UHLENHAUT, H., DOLEK, M., GRÜNFELDER, S., KRUSPE, R., FENN, B., EBNER, I., HEMPEL, U., HENGST, R., STRIXNER, M., WINKELMANN, S., STAHL, H., KUNZE, O., WEIB, H. (2011): Monitoring der Auswirkungen von Vogelschutz-Maßnahmen auf Vogelvorkommen und das Nahrungs- und Habitatangebot in einem Agrarbetrieb – Abschlussbericht. – *Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie des Freistaats Sachsen* 25, 1-400.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N., BAUER, K.M., BEZZEL, E. (1985): Band 6 Charadriiformes (1. Teil): Schnepfen-, Möwen und Alkenvögel. – in: Glutz von Blotzheim (Hrsg.): *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*, Aula Verlag, Wiesbaden, 840 S.

- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N., BAUER, K.M. (1997): Band 14/III Passeriformes (5. Teil): Embrizidae – Icteridae. – in: Glutz von Blotzheim (Hrsg.): *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. – Aula Verlag, Wiesbaden, 1243-1966.
- GOTTSCHALK, E., BEEKE, W. (2011): Ein kurzer Leitfaden für ein Rebhuhnschutzprojekt nach unseren Erfahrungen im Landkreis Göttingen. – www.rebhuhnschutzprojekt.de/Leitfaden%20Rebhuhnschutzprojekt%20aktualisiert%202011.pdf (aufgerufen am 7.11.2013).
- HAENKE, S., SCHEID, B., SCHAEFER, M., TSCHARNTKE, T., 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.
- HAFER, J. (1985a): *Alauda arvensis* – Feldlerche. – in: Glutz von Blotzheim (Hrsg.): *Handbuch der Vögel Mitteleuropas Band 10/I Passeriformes (1.Teil) Alaudidae – Hirundinidae, Lerchen und Schwalben, bearbeitet von: Glutz von Blotzheim, Urs N., Bauer, Kurt M.*, Aula Verlag, Wiesbaden, 229-281.
- HAFER, J. mit Beiträgen von CZIKELI, H. (1985b): *Motacilla flava* – Schafstelze. – in: Glutz von Blotzheim (Hrsg.): *Handbuch der Vögel Mitteleuropas Band 10/II Passeriformes (1.Teil) Motacillidae – Prunellidae – Pieper, Stelzen, Wasseramseln, Zaunkönige, Spottdrosseln, Braunellen, bearbeitet von: Glutz von Blotzheim, Urs N., Bauer, Kurt M.*, Aula Verlag, Wiesbaden, 742-823.
- HENDERSON, I.G., HOLLAND, J.M., STORKEY, J., LUTMAN, P., ORSON, J., SIMPER, J. (2012): Effects of the proportion and spatial arrangement of un-cropped land on breeding bird abundance in arable rotations. – *Journal of Applied Ecology* 49, 883-891.
- HERZOG, F., WALTER, T. (2005): Evaluation der Ökomassnahmen Bereich Biodiversität. – Schriftenreihe der FAL 56, 1-208.
- HÖTKER, H., BERNARDY, P., DZIEWIATY, K., FLADE, M., HOFFMANN, J., SCHÖNE, F., THOMSEN, K. (2013): Gefährdung und Schutz. Vögel der Agrarlandschaften. – Veröffentlichung des NABU-Bundesverbands, www.glus.org/fileadmin/downloads/NABU-_Feldvoegel_final.pdf (aufgerufen am 4.12.2013).
- HOLZSCHUH, A., STEFFAN-DEWENTER, I., KLEIJN, D., TSCHARNTKE, 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.
- HYVÖNEN, T., HUUSELA-VEISTOLA, E. (2011): Impact of seed mixture and mowing on food abundance for farmland birds in set-asides. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* 143, 20-27.
- JENNY, M. (1990): Territorialität und Brutbiologie der Feldlerche *Alauda arvensis* in einer intensiv genutzten Agrarlandschaft. – *Journal für Ornithologie* 131, 241-265.
- JENNY, M., BIRRER, S., LANZ, M. (2010): Wiederansiedlung des Rebhuhns im Kanton Schaffhausen: Situationsanalyse und Perspektiven für den Zeitraum ab 2010. – Schweizerische Vogelwarte und Kanton Schaffhausen, Sempach und Schaffhausen, 34 S.
- JOEST, R., DALBECK, L., OBERWELLAND, C., OLTHOFF, M., NOTTMAYER-LINDEN, K., WALTER, B., WEIB, J. (2011): 1000 Fenster für die Lerche – Ergebnisse der NRW-Erfolgskontrolle. – *Natur in Nordrhein-Westfalen* 1/11, 20-23.

- KOVÁCS-HOSTYÁNSZKI, A., BÁLDÍ, A. (2012): Set-aside fields in agri-environment schemes can replace the market-driven abolishment of fallows. – *Biological Conservation* 152, 196–203.
- MEICHTRY-STIER, K. S., KORNER-NIEVERGELT, F., KORMANN, U., SPIESS, M., MOSIMANN-KAMPE, P., STREBEL, S., ZOLLINGER J.-L., SPAAR, R. (2013): Habitatwahl der Dorngrasmücke *Sylvia communis* in der Westschweiz: Folgerungen für die Artenförderung. – *Ornithologischer Beobachter* 110, 1-16.
- MOORCROFT, D., WHITTINGHAM, M.J., BRADBURY, R.B., WILSON, J.D. (2002): The selection of stubble fields by wintering granivorous birds reflects vegetation cover and food abundance. – *Journal of Applied Ecology* 39, 535-547.
- MORRIS, T. (2009): Hoffnung im Getreidefeld: Feldlerchenfenster. – *Der Falke* 56, 310-315.
- OELKE, H. (1968): Wo beginnt bzw. wo endet der Biotop der Feldlerche? – *Journal für Ornithologie* 109, 25-29.
- PLUSH, C.J., MOORMAN, C.E., REBERG-HORTON, C. (2013): Overwintering Sparrow use of field borders planted as beneficial insect habitat. – *The Journal of Wildlife Management* 77, 200-206.
- REINO, L., BEJA, P., OSBORNE, P.E., MORGADO, R., FABIAO, A., ROTENBERRY, J.T. (2009): Distance to edges, edge contrast and landscape fragmentation: Interactions affecting farmland birds around forest plantations. – *Biological Conservation* 142, 824-838.
- ROBACK, P.J., ASKINS, R.A. (2005): Judicious Use of Multiple Hypothesis Tests. – *Conservation Biology* 19, 261-267.
- RÖDL, T., RUDOLPH, B., GEIERSBERGER, I., WEIXLER K., GÖRGEN A. (2012): Atlas der Brutvögel in Bayern. Verbreitung 2005-2009. – Eugen Ulmer, 265 S.
- SCHULZE-HAGEN, K. mit Beiträgen von GÄRTNER, K. (1991): *Acrocephalus palustris* – Sumpfröhrsänger. – in: Glutz von Blotzheim (Hrsg.): *Handbuch der Vögel Mitteleuropas Band 12/I Passeriformes (3.Teil): Sylviidae. Zweigsänger, Seidensänger, Schwirle, Spötter*, bearbeitet von: Glutz von Blotzheim, Urs N., Bauer, Kurt M., Aula Verlag, Wiesbaden, 377-432.
- SIMBERLOFF, D., ABELE, L.G. (1982): Refuge design and island biogeographic theory: effects of fragmentation. – *The American Naturalist* 120, 41-50.
- SUDFELDT, C., DRÖSCHMEISTER, R., FLADE, M., GRÜNEBERG, C., MITSCHKE, A., SCHWARZ, J., WAHL, J. (2009): Vögel in Deutschland – 2009. – DDA, BfN, LAG VSW.
- SUDFELDT, C., DRÖSCHMEISTER, R., WAHL, J., BERLIN, K., GOTTSCHALK, T., GRÜNEBERG, C., MITSCHKE, A., TRAUTMANN, S. (2012): Vogelmonitoring in Deutschland – Programme und Anwendungen. – *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 119, 1-257.
- SÜDBECK, P., ANDRETTZKE, H., FISCHER, S., GEDEON, K., SCHIKORE, T., SCHRÖDER, K., SUDFELDT, C. (2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. – herausgegeben im Auftrag des Dachverbandes Deutscher Avifaunisten e. V. und der Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten, Radolfzell, 779 S.

- TSCHARNTKE, T., KLEIN, A.M., KRUESS, A., STEFFAN-DEWENTER, I., THIES, C. (2005): Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity-ecosystem service management. – *Ecological Letters* 8, 857-874.
- TSCHARNTKE, T., BATÁRY, P., DORMANN, C.F. (2011): Set-aside management: How do succession, sowing patterns and landscape context affect biodiversity? – *Agriculture, Ecosystems and Environment* 143, 37-44.
- TSCHARNTKE, T., TYLIANAKIS, J.M., RAND, T.A., DIDHAM, R.K., FAHRIG, L., BATÁRY, P., BENGTSOON, 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* 87, 661-685.
- VAN BUSKIRK, J., WILLI, Y. (2004): Enhancement of farmland biodiversity within set-aside land. – *Conservation Biology* 18, 987-994.
- VICKERY, J.A. (2002): The potential value of managed cereal field margins as foraging habitats for farmland birds in the UK. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* 89, 41-52.
- VICKERY, J.A., FULLER, R.J. (1998): Use of cereal fields by birds: a review in relation to field margin managements. – Report by the British Trust for Ornithology under contract to Ministry of Agriculture Fisheries and Food, BTO Research Report 196, 118 S.
- WAGNER, C. (2013): Blühflächen, Lebensraum auf Zeit. – www.lfl.bayern.de/iab/kulturlandschaft/030381/index.php (aufgerufen am 15.8.2013).
- WAGNER, C., VOLZ, H. (2014): Das Projekt „Faunistische Evaluierung von Blühflächen“. – Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft 1/2014, 17-32.
- WAGNER, C., BACHL-STAUDINGER, M., BAUMHOLZER, S., BURMEISTER, J., FISCHER, C., KARL, N., KÖPPL, A., VOLZ, H., WALTER, R., WIELAND, P. (2014a): Faunistische Evaluierung von Blühflächen. Ergebnisse des Forschungsprojekts „Evaluierung und Optimierung von KULAP-A36 – Agrarökologische Ackernutzung und Blühflächen – zur Verbesserung der Wildlebensräume und zur Steigerung der Biodiversität in Bayern“. – Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft 1/2014, 1-150.
- WAGNER, C., KARL, N., SCHÖNFELD, F. (2014b): Blühflächen als Habitat für Niederwild. – Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft 1/2014, 117-126.
- WILCOX, J.C., BARBOTTIN, A., DURANT, D., TICHIT, M., MAKOWSKI, D. (2014): Farmland birds and arable farming, a meta-analysis. – *Sustainable Agriculture Reviews* 13, 35-63.
- WILSON, J.D., MORRIS, A.J., ARROYO, B.E., CLARK, S.C., BRADBURY, R.B. (1999): A review of the abundance and diversity of invertebrate and plant foods of granivorous birds in northern Europe in relation to agricultural change. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* 75, 13-30.
- WRETENBERG, J., PÄRT, T., BERG, A. (2010): Changes in local species richness of farmland birds in relation to land-use changes and landscape structure. – *Biological Conservation* 143, 375-381.

WÜBBENHORST, D. (2002): Gefährdungsursachen des Rebhuhns *Perdix perdix* in Mitteleuropa – vergleichende Untersuchung von Lebensräumen mit unterschiedlicher Siedlungsdichte des Rebhuhns unter besonderer Berücksichtigung der Nisthabitate. – Inaugural-Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades eines Doktors der Naturwissenschaften (Dr. rer. nat.), Fachbereich Biologie – der Universität Kassel, 102 S.

ZÖFEL, P. (1992): Statistik in der Praxis, 3. Auflage. – Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 422 S.

6 Blühflächen als ein Beitrag zum Feldhamsterschutz (*Cricetus cricetus*) in Unterfranken

Christina Fischer, Michael Bachl-Staudinger, Steffen Baumholzer, Christian Wagner, Otto Wünsche

6.1 Zusammenfassung/Abstract

Blühflächen bieten ein optimales Habitat für Feldhamster-Winterbaue in der Agrarlandschaft. Sie können damit zu dessen Schutz essentiell beitragen ohne, zumindest bei mittleren Dichten, das Risiko einer Massenverbreitung in umliegenden Ackerflächen zu erhöhen. Dabei sind die Größe, Vegetationszusammensetzung und -dichte der Blühfläche wichtiger für das Feldhamstervorkommen als die umgebenden Landschaftsstrukturen. Eine optimale Blühfläche, die die Wahrscheinlichkeit des Feldhamstervorkommens erhöht, sollte einen geringen Anteil an Gräsern und dafür einen hohen Anteil an Kräutern und eine Vegetationsdichte von weniger als 40 Halme pro 30 Zentimeter vorweisen. Es ist anzudenken, in die Mitte der Blühflächen in Feldhamstergebieten einen Streifen Wintergetreide zu säen.

Sown flower-rich fields as a contribution to the protection of the common hamster (*Cricetus cricetus*) in Lower Franconia

Sown flower-rich fields provide ideal habitats for hamster burrows in the agricultural landscape. They can essentially contribute to its protection without increasing the risk of a mass expansion into surrounding agricultural fields. More important for the occurrence of the hamster are the size, structure and density of the vegetation than the surrounding landscape structures. An ideal sown flower-rich field for the common hamster should only contain a small share of grass species and even more herbs, and a vegetation density of less than 40 blades of grass per 30 cm. It should be considered to sow a strip of winter crop into the middle of the sown flower-rich fields.

6.2 Einleitung

Durch die Intensivierung der Landwirtschaft kam es in den letzten Jahrzehnten zu einem erheblichen Verlust der Biodiversität in Agrarlandschaften in ganz Europa (STOATE et al. 2001, ROBINSON & SUTHERLAND 2002). Auf der Landschaftsebene wirken sich vor allem der Habitatverlust durch die Umwandlung von natürlichen und naturnahen Habitaten in landwirtschaftliche Nutzflächen und die Homogenisierung der Landschaft negativ auf die Biodiversität aus. Auf lokaler Ebene führen vereinfachte Fruchtfolgen, erhöhte Pestizid- und Düngemiteleinsätze und intensivere Bodenbearbeitung zu einem Rückgang des Artenreichtums in Agrarlandschaften (STOATE et al. 2001). Um den Biodiversitätsverlust zu reduzieren, wurden im Zuge der gemeinsamen Agrarpolitik europaweite Agrarumweltmaßnahmen eingeführt, die Landwirten mithilfe von Ausgleichszahlungen die Möglichkeit einer umweltfreundlichen Bewirtschaftung geben sollen (MACDONALD et al. 2007, STOATE et al. 2009). Eine solche Agrarumweltmaßnahme ist das Anlegen von Blühflächen beziehungsweise Blühstreifen (HAALAND et al. 2011).

Blühflächen sind Ackerflächen, auf denen eine Saatgutmischung aus ein- und mehrjährigen Wild- und Kulturpflanzen ausgebracht wird und die danach über mehrere Jahre nicht bewirtschaftet oder gepflegt werden. In Bayern wurde im Rahmen des Kulturlandschaftsprogramms – Teil A (KULAP-A) für die Förderperiode 2007-2013 „Agrarökologische Ackernutzung und Blühflächen (A 36)“ das Anlegen von Blühflächen als Maßnahme zur Steigerung der Biodiversität angeboten (WAGNER & VOLZ 2014). Der positive Effekt von Blühflächen und Blühstreifen in der Agrarlandschaft konnte bisher vor allem für Artenreichtum und Individuenreichtum (Abundanz) von Insekten gezeigt werden (HAALAND et al. 2011). Weiterhin haben Blühflächen nicht nur einen positiven Effekt auf die Erhaltung von Einzelarten, sondern leisten auch einen Beitrag zur Erhaltung ökologischer Funktionen. So wurden auf Blühflächen mehr Kleinsäuger gefunden als auf umliegenden Ackerflächen, was auf Landschaftsebene betrachtet auch einen positiven Effekt auf das Vorkommen vieler Räuber haben könnte (ASCHWANDEN et al. 2007, ARLETTAZ et al. 2010).

Der Feldhamster (*Cricetus cricetus*) ist ein territorialer Kleinsäuger aus der Ordnung der Nagetiere (Rodentia), welcher in offenen Agrarlandschaften auf tiefgründigen Löss- und Lösslehm Böden vorkommen kann (SCHREIBER 2010). Durch das Anlegen ausgeprägter Bausysteme leistet der Feldhamster, genau wie andere Kleinsäuger, einen Beitrag zur Bodendurchlüftung und -mineralisierung (LAUNDRÉ & REYNOLDS 1993). Weiterhin ist der Feldhamster Beute für viele Greifvögel, wie zum Beispiel dem Rotmilan (*Milvus milvus*), Schwarzmilan (*M. migrans*), Mäusebussard (*Buteo buteo*) und dem Schreiadler (*Aquila pomarina*), sowie für terrestrische Räuber, wie zum Beispiel dem Rotfuchs (*Vulpes vulpes*), Hermelin (*Mustela erminea*) und vereinzelt dem Dachs (*Meles meles*) (KAYSER et al. 2003). Deshalb kann er zur Stabilität von Nahrungsketten und -netzen in der Agrarlandschaft beitragen. Durch seine hohe Reproduktivität wurde der Feldhamster vor allem in Osteuropa als Ernteschädling verfolgt (ULBRICH & KAYSER 2004). Dies hatte neben den Effekten der landwirtschaftlichen Intensivierung, wie Habitatverlust, schnelle Ernte auf großen Flächen, Maschineneinsatz und kürzere Fruchtfolgen, einen drastischen Populationsrückgang zur Folge (SCHREIBER 2010, VILLEMÉY et al. 2013). Der Feldhamster ist deshalb im Anhang IV der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie gelistet und als streng geschützt eingestuft. Auch in Bayern ist der Feldhamster stark gefährdet und sein Verbreitungsgebiet beschränkt sich auf die Gebiete zwischen Schweinfurt bis Uffenheim und zwischen Miltenberg und Aschaffenburg (SCHREIBER 2010). Aufgrund des starken Populationsrückgangs und der dadurch resultierenden Gefährdung des Feldhamsters wurde 2002 von den bayrischen Naturschutzbehörden das sogenannte Feldhamster-Hilfsprogramm (FHP) ins Leben gerufen. Dabei werden Ausgleichszahlungen für Landwirte geleistet, die gezielte Maßnahmen zum Feldhamsterschutz, wie zum Beispiel Verzicht auf Rodentizide und Tiefpflügen, möglichst geringe Störungen sowie Erhaltung geeigneter Lebensräume mit hoher Deckung durchführen (SCHREIBER 2010). Da diese Maßnahmen aber sehr speziell auf den Feldhamster zugeschnitten sind und deshalb nur sehr kleinräumig praktiziert werden, stellt sich die Frage ob allgemeine Agrarumweltmaßnahmen wie das Anlegen von Blühflächen, auch zum Schutz des Feldhamsters und zur Erhaltung der damit verbundenen Ökosystemfunktionen beitragen können.

In der vorliegenden Untersuchung wurde die Anzahl wiedergeöffneter Feldhamster-Winterbaue auf Blühflächen mit Ackerflächen in der Agrarlandschaft Unterfrankens verglichen. Weiterhin wurden auf lokaler und Landschaftsebene verschiedene Parameter erhoben, die die Blühfläche charakterisieren. Diese wurden mit der Baudichte korreliert, um folgende Fragestellungen zu beantworten:

- Kommen Feldhamster auf Blühflächen in einer höheren Dichte vor als auf Ackerflächen?
- Führen Blühflächen zu einer Konzentration der Feldhamsterdichte von umliegenden Ackerflächen oder erhöhen Blühflächen die Feldhamsterdichte auf umliegenden Ackerflächen?
- Welche Eigenschaften der Blühflächen führen zu einer hohen Feldhamsterdichte?

6.3 Methoden

6.3.1 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet befand sich im Nordwesten Bayerns in Unterfranken zwischen Schweinfurt und Würzburg (Zentrum des Gebiets bei 49°49' N, 11°09' O). Es erstreckte sich über eine Distanz von 50 Kilometer von Nord nach Süd und 20 Kilometer von West nach Ost (Abb. 35) und stellt aufgrund der tiefgründigen Löss- und Lösslehm Böden den Verbreitungsschwerpunkt des Feldhamsters in Bayern dar (SCHREIBER 2010).

6.3.2 Flächenauswahl und Habitatcharakteristika

Zum Vergleich des Feldhamstervorkommens auf Blühflächen und Ackerflächen (Kontrolle) wurden insgesamt 14 Flächenpaare ausgewählt. Der Abstand zwischen der Blühfläche und der Kontrollfläche innerhalb eines Flächenpaars betrug mindestens 200 Meter, um räumliche Autokorrelation zu vermeiden. Es wurden nur Flächen auf Löss- oder Lösslehm Böden ausgewählt, da nur tiefgründige, schwere Böden zum Anlegen der Bausysteme geeignet sind (KRYŠTUFEK et al. 2008). Um möglichst realistische Populationsdichten auf landwirtschaftlich genutzten Flächen zu erfassen, wurden weiterhin Mindestabstände von 400 Meter zum Wald und 200 Meter zu Siedlungen und zur Verkehrsinfrastruktur (Straßen, Eisenbahnlinien) eingehalten. Dies sollte ein erhöhtes Mortalitätsrisiko durch Räuber, wie zum Beispiel den Rotfuchs (*Vulpes vulpes*), den Haushund (*Canis lupus f. familiaris*) und Greifvögel (KAYSER et al. 2003) sowie durch Überfahren, ausschließen (HELL et al. 2005).



Abb. 34: Messung der Vegetationsdichte mit Hilfe der Vegetationshürde, Bildautor Michael Bachl-Staudinger.

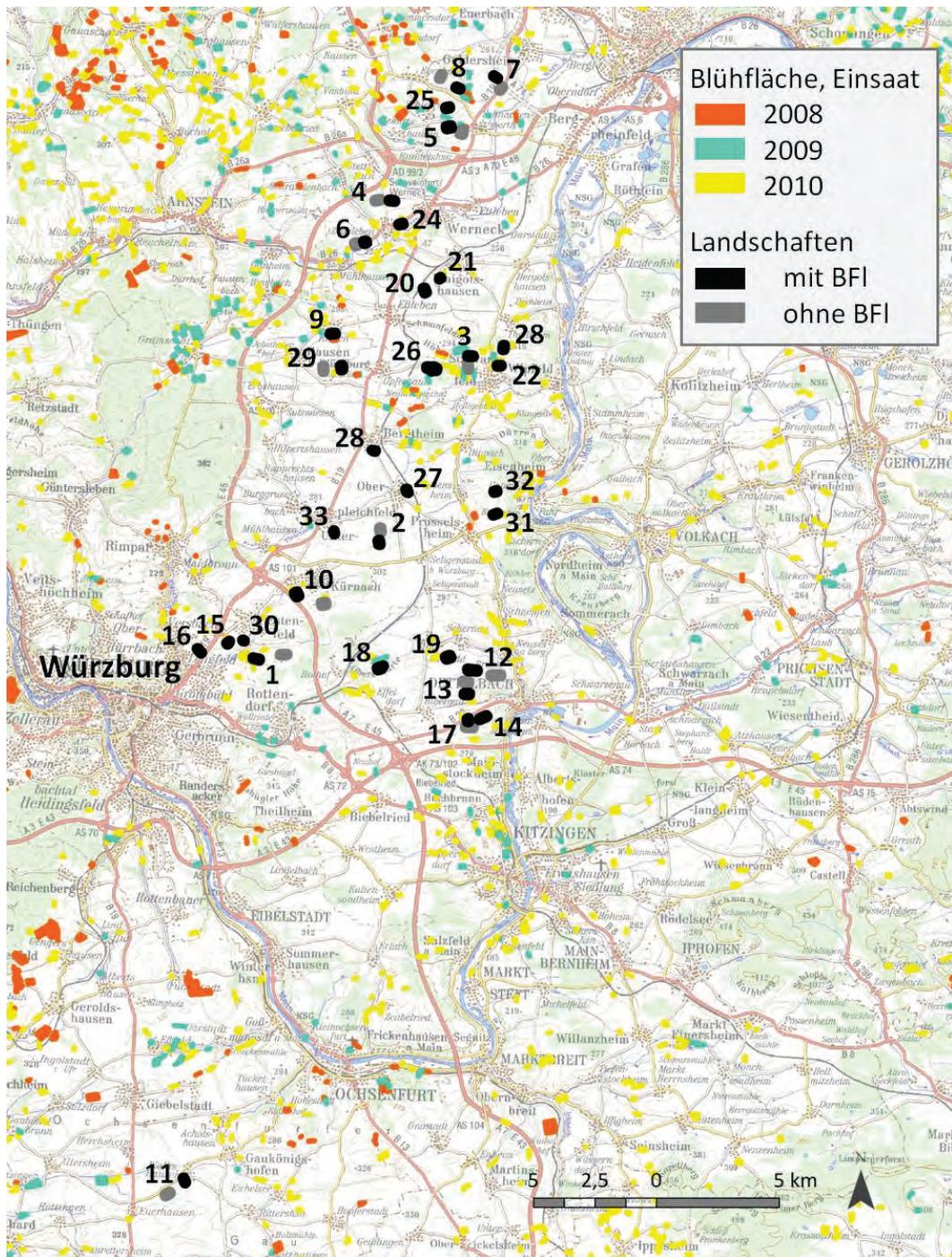


Abb. 35: Übersichtskarte über die Standorte, Datengrundlage: Topographische Übersichtskarte 1:200.000 (TÜK200) der Bayerischen Vermessungsverwaltung, Maßstab 1:130.000.

Um zu untersuchen, ob sich Feldhamster aus umliegenden Ackerflächen auf Blühflächen konzentrieren oder ob Blühflächen das Feldhamstervorkommen auf den umliegenden Ackerflächen erhöhen, wurden die jeweils an die Blüh- beziehungsweise Kontrollfläche angrenzenden Ackerflächen in 50 Meter Abstände unterteilt und bis zu einer Entfernung von 200 Meter auf das Feldhamstervorkommen untersucht (Abb. 36). Die Vorfrucht im Jahr 2012 beziehungsweise die aktuelle Frucht im Jahr 2013 auf den beprobten Ackerflä-

chen wurde mithilfe digitalisierter Daten aus der Zentralen InVeKoS Datenbank (Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsystem) im Geographischen Informationssystem ArcGIS 10.0 (1999-2010 ESRI Inc.) bestimmt.

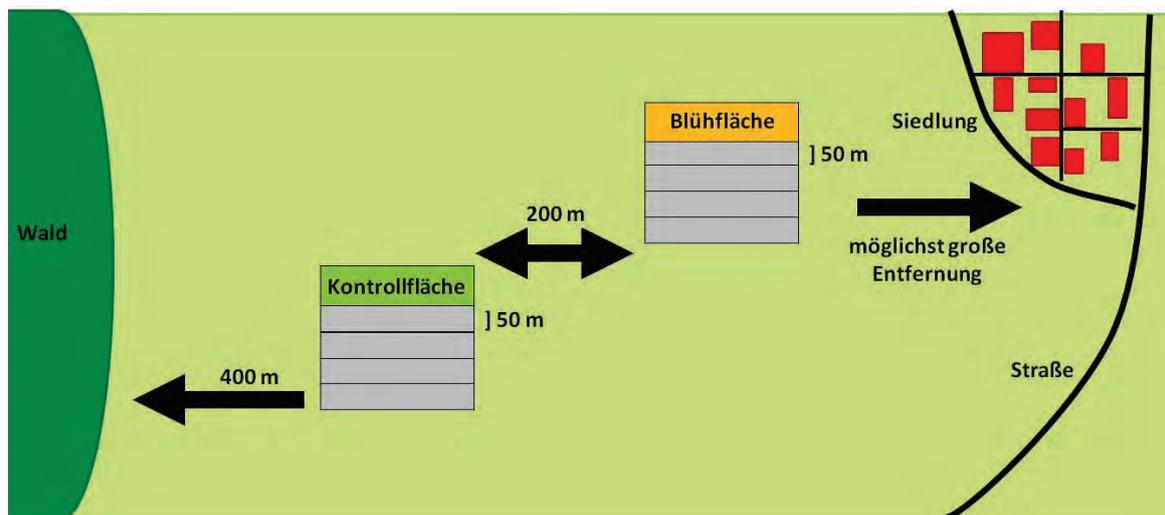


Abb. 36: Schematische Darstellung des Versuchsdesigns aus BACHL-STAUDINGER (2013), verändert.

Um den Einfluss der Habitatcharakteristika der Blühflächen auf lokaler und Landschaftsebene auf das Feldhamstervorkommen zu untersuchen, wurden 19 Blühflächen zusätzlich zu den 14 gepaarten Blühflächen ausgewählt ($n_{\text{ges}} = 33$, Abb. 35, Tab. 27). Da die Vegetationszusammensetzung und -deckung einen großen Einfluss auf das Feldhamstervorkommen haben kann (KAYSER et al. 2003, VILLEMAY et al. 2013), wurden Ende Mai bis Ende Juni 2013 unter anderem folgende lokale Parameter zur Beschreibung der Vegetation erhoben: Vegetationszusammensetzung (Anteil Gräser in %), sowie die Vegetationsdichte in einer Höhe von zehn Zentimetern (in %, Tab. 27). Die Parameter wurden in einem zwei Mal zwei Meter Quadrat gemessen oder geschätzt. Die Anzahl der Wiederholungen pro Blühfläche richtete sich nach deren Größe. So wurden je 0,1 Hektar zwei Wiederholungen, die zufällig auf der Fläche verteilt waren, durchgeführt. Bei großen Blühflächen (> 1 ha) wurde die Aufnahme maximal zwanzigmal wiederholt. Für jede Blühfläche wurden der Mittelwert und die Standardabweichung für jeden Parameter berechnet. Die Vegetationszusammensetzung und -deckung wurde nur auf 32 Flächen erhoben, da eine Blühfläche gemulcht war und dort keine Datenerhebung möglich war. Zusätzlich wurde die Größe der Blühflächen (in ha) und das Alter (in Jahren) mithilfe digitalisierter Daten der Zentralen InVeKoS Datenbank im Geographischen Informationssystem ArcGIS 10.0 bestimmt. Bei der Größe der Blühflächen wurde zwischen kleinen Blühflächen (< 1 ha) und großen Blühflächen (> 1 ha) unterschieden. Da sich die Zusammensetzung der Landschaft auf das Prädationsrisiko des Feldhamsters auswirken kann (GONCALVES et al. 2012, KAYSER et al. 2003), wurde weiterhin der Abstand zu Siedlungen (in m, Tab. 27) als Landschaftsparameter ausgewählt. Der minimale Abstand zu Siedlungen wurde vom Rand der Blühfläche ausgehend mithilfe der Zentralen InVeKoS Datenbank im Geographischen Informationssystem ArcGIS 10.0 gemessen.

Tab. 27: *Habitatcharakteristika der Blühflächen auf (A) lokaler (n = 32) und (B) Landschaftsebene (n = 33).*

Variable	Mittelwert ± SE	Mini- mum	Maxi- mum	Definition
(A) Lokale Parameter				
Vegetations- zusammensetzung: Gräser	11,49 ± 2,65	0,00	52,92	Relativer Anteil an Gräsern, in %
Vegetationsdichte (10 cm Höhe)	29,55 ± 1,27	18,95	47,00	Anzahl der Berührungspunkte der Vegetation auf einer Länge von 30 cm mit einem waagrechttem Stab welche in einer Höhe von 10 cm in die Vegetation eingebracht wird (Messinstrument: Vegetationshürde, Abb. 34)
Alter	-	-	-	Alter der Blühfläche in Jahren, 2008: 5 Jahre, 2009: 4 Jahre, 2010: 3 Jahre, Faktor mit drei Ebenen
Größe	1,08 ± 0,15	0,18	4,40	Größe der Blühfläche, in ha
(B) Parameter auf Landschaftsebene				
Abstand zu Sied- lungen	314,45 ± 45,00	0,00	831,00	Geringster Abstand vom Rand der Blühfläche zur nächsten Siedlung, in m

6.3.3 Feldhamsterkartierung

Die Feldhamster wurden zwischen Ende Mai und Ende Juni 2013 kartiert. Als Indikator für die Populationsdichte wurden Winterbaue kartiert, die vom Feldhamster im Herbst zur Überwinterung genutzt und im Frühjahr nach erfolgreicher Überwinterung wieder geöffnet werden. Es wurde angenommen, dass jeder Bau, der aus mehreren Eingängen mit einem Abstand von bis zu zehn Meter bestehen kann, einem einzeltägerischen Feldhamster zugeordnet werden kann (DRECHSLER et al. 2011). Für die Kartierung wurden die Blühflächen und Ackerflächen entlang von Transekten abgegangen. Der Abstand der Transekte variierte je nach Einsehbarkeit und Vegetationsdeckung der aktuellen Frucht zwischen zehn Meter bei Zuckerrüben und Mais, fünf Meter bei Weizen und Gerste und zwei bis drei Meter bei Blühflächen. Um eine Doppelzählung zu vermeiden wurden gefundene Feldhamsterbaue mit Markierungsstäben gekennzeichnet. Die genaue Position der Feldhamsterbaue wurde mithilfe eines GPS-Geräts (Garmin eTrex 12 Channel) bestimmt und im ArcGIS 10.0 digitalisiert. Aufgrund der unterschiedlichen Größe der Blüh- und Ackerflächenpaare wurde die Feldhamsterbaudichte standardisiert und es wurde die Anzahl Baue/Hektar berechnet.



Abb. 37: Feldhamsterbau in einer Blühfläche, Bildautor Michael Bachl-Staudinger.

6.3.4 Auswertung

Für alle Analysen wurde das Programm R Version 2.15.0 (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2012) verwendet. Um die Effekte der Faktoren Flächentyp (Blühfläche vs. Kontrolle), Abstand (Distanz zur Blüh- bzw. Kontrollfläche, 0 m vs. 50 m vs. 100 m vs. 150 m vs. 200 m) und deren Interaktion auf die Feldhamsterbaudichte zu untersuchen, wurden lineare gemischte Modelle (PINHEIRO & BATES 2000) mit einem *maximum likelihood*-Ansatz mithilfe des R Pakets *nlme* (PINHEIRO et al. 2012) gerechnet. Um für räumliche Pseudowiederholungen zu korrigieren, wurde ein Zufallseffekt eingefügt mit folgender Struktur: Flächenpaar (14 Paare), dem darin genesteten Flächentyp (Blühfläche/Kontrolle) und den darin genesteten Abständen von der Referenzfläche (PINHEIRO & BATES 2000). Um die nicht-normalverteilten Daten analysierbar zu machen, wurde eine logarithmische Transformation für die Feldhamsterbaudichte verwendet. Weiterhin wurde eine Varianzfunktion verwendet um unterschiedliche Varianzen innerhalb der beiden Flächentypen (Blühfläche/Kontrolle) zu modellieren. Unterschiede zwischen den einzelnen Faktorebenen der Interaktion zwischen Flächentyp und Abstand wurden mithilfe eines TukeyHSD-post-hoc-Vergleichs aus dem R Paket *multcomp* (HOTHORN et al. 2008) berechnet.

Um den Effekt der unkorrelierten lokalen und Landschaftsparameter zur Beschreibung der Habitatcharakteristika der Blühflächen auf die Feldhamsterbaudichte zu untersuchen, wurde eine lineare Regression verwendet. Als kontinuierliche, erklärende Variablen wurden auf lokaler Ebene die Parameter Vegetationsdichte in zehn Zentimeter Höhe und der relative Anteil an Gräsern und auf Landschaftsebene der Parameter Abstand zur Siedlung verwendet. Zur Berechnung der Signifikanzen für die einzelnen Effekte im Modell wurden die F- und p-Werte aus einer ANOVA-Tabelle extrahiert.

Um den Effekt der Größe der Blühflächen (kleine Blühflächen vs. große Blühflächen) auf die An- beziehungsweise Abwesenheit des Feldhamsters zu untersuchen wurde jeweils ein verallgemeinertes lineares Modell mit einer Binomialverteilung berechnet. Der statistische

Vergleich von Blühflächen unterschiedlichen Alters war aufgrund der ungleichmäßigen Stichprobengröße ($n_{5 \text{ Jahre}} = 4$, $n_{4 \text{ Jahre}} = 3$, $n_{3 \text{ Jahre}} = 26$) nicht möglich. Im Text werden Mittelwerte mit Standardfehler angegeben.

6.4 Ergebnisse

Insgesamt wurden 76 Feldhamsterbaue auf den 14 Flächenpaaren mit angrenzenden Ackerflächen bis zu einer Entfernung von 200 Meter gefunden. Auf Blühflächen ($3,21 \pm 0,83$ Baue/ha) kamen mehr Feldhamsterbaue pro Hektar vor als auf den Kontrolläckern ($0,29 \pm 0,22$, Baue/ha, Abb. 38). Betrachtet man die Blühflächen inklusive der angrenzenden Ackerflächen ($1,94 \pm 0,23$ Baue/ha) im Vergleich zu den Kontrollflächen inklusive der angrenzenden Ackerflächen ($0,64 \pm 0,08$ Baue/ha), konnte auch hier eine höhere Feldhamsterbaudichte gefunden werden (Flächentyp: Tab. 28). Die Interaktion zwischen dem Flächentyp und dem Abstand zeigt, dass auf der Blühfläche, im Vergleich zu allen anderen Ackerflächen, eine höhere Feldhamsterbaudichte gefunden werden konnte (Tab. 28, Abb. 38). Der statistische Vergleich der Feldhamsterbaudichte in Abhängigkeit von den unterschiedlichen Feldfrüchten war aufgrund der geringen Feldhamsterdichte auf den Ackerflächen ($0,19 \pm 0,05$ Baue/ha, Minimum = 0, Maximum = 1,88) nicht möglich.

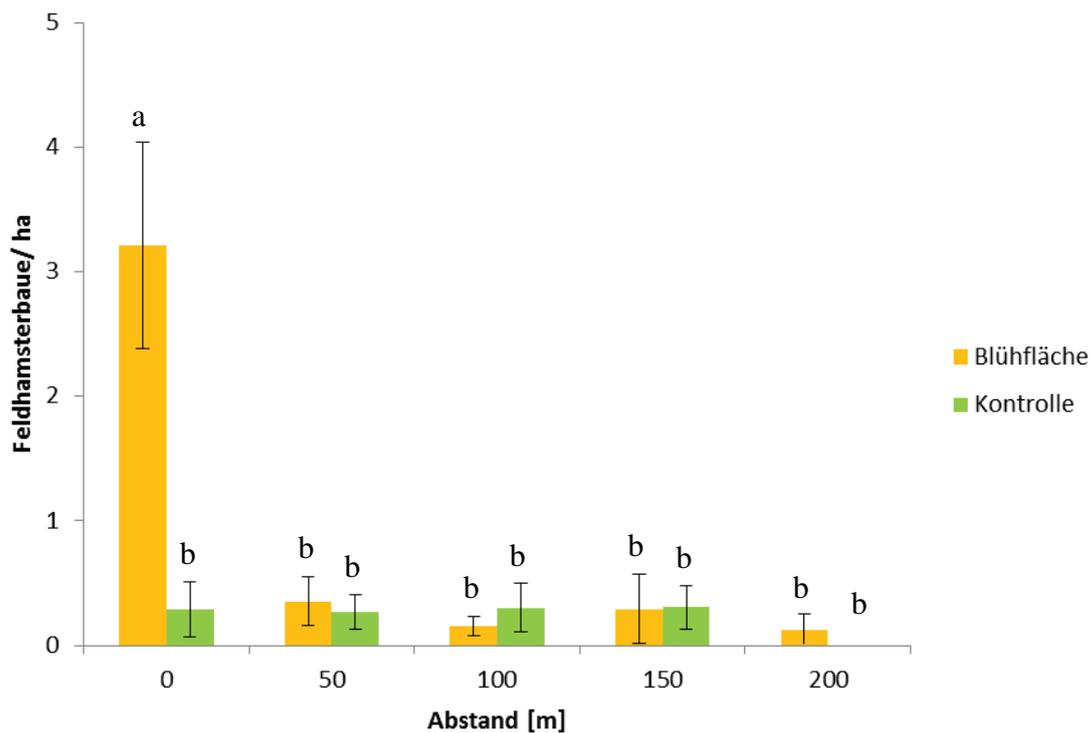


Abb. 38: Ergebnisse des TukeyHSD-post-hoc-Vergleichs für die Feldhamsterdichte (Mittelwert \pm SE, $n = 14$) in Abhängigkeit von Flächentyp und Abstand. Unterschiedliche Buchstaben geben statistisch signifikante Unterschiede zwischen den unterschiedlichen Faktorebenen an.

Auf lokaler Ebene konnte gezeigt werden, dass mit zunehmender Vegetationsdichte ($F = 3,77$, $p = 0,06$) und zunehmendem Anteil an Gräsern ($F = 6,95$, $p = 0,01$) die Feldhamsterbaudichte auf Blühflächen (marginal) abnahm (Abb. 39a, b). Auf Landschaftsebene hatte der Abstand der Blühfläche zu Siedlungen keinen Einfluss auf die Feldhamsterbaudichte ($F = 0,244$, $p = 0,64$, Abb. 39c).

Tab. 28: Ergebnisse des gemischten linearen Modells zu den Effekten des Flächentyps (Blühfläche vs. Kontrolle), Abstands (Distanz zur Blüh- bzw. Kontrollfläche, 0 m vs. 50 m vs. 100 m vs. 150 m vs. 200 m) und deren Interaktion auf die Feldhamsterbaudichte (Baue/ha).

Parameter	F-Wert	p-Wert
(Intercept)	8,19	0,005
Flächentyp	10,40	0,007
Abstand	6,52	< 0,001
Flächentyp : Abstand	11,85	< 0,001

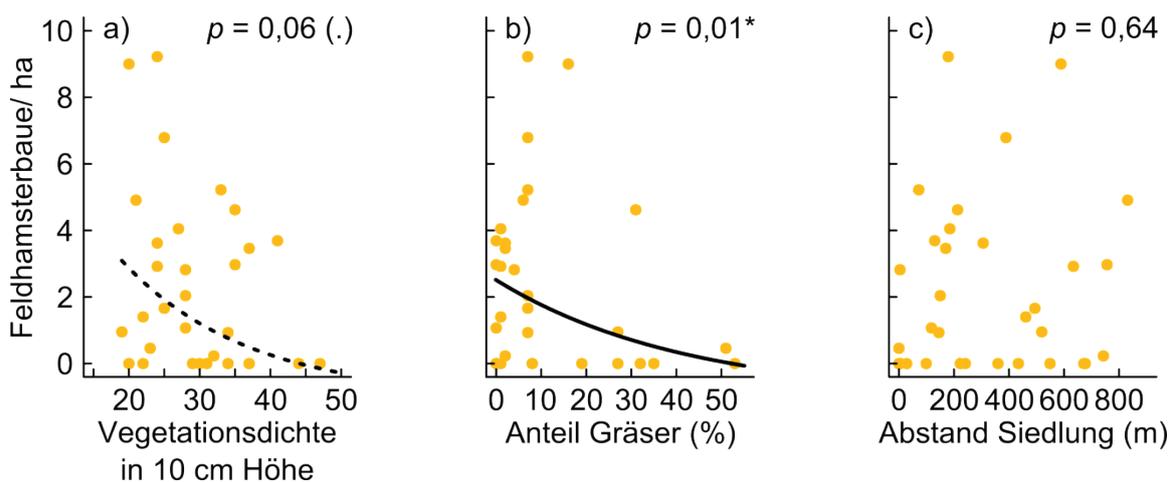


Abb. 39: Ergebnisse der linearen Regressionen für die Feldhamsterdichte in Abhängigkeit von a) der Vegetationsdichte, b) dem Anteil an Gräser und c) dem Abstand zu einer Siedlung.

Tab. 29: Präsenz und durchschnittliche Besiedlungsdichte von Feldhamstern auf 33 Blühflächen in Abhängigkeit der Größe (< bzw. > 1 ha).

	Anzahl Flächen	Anz. besetzter Flächen	Flächen besetzt in %	Anz Feldhamsterbaue	Hamsterbauten/ha
Blühfläche < 1 ha	21	10	47,61	1,62 ± 0,44	2,42 ± 0,66
Blühfläche > 1 ha	12	11	91,67	2,58 ± 0,45	1,76 ± 0,42

Die Größe der Blühfläche hatte einen Einfluss auf die Besiedlung durch Feldhamster ($z = -2,20$, $p = 0,03$). So war nur knapp jede zweite Blühfläche (47,6 %) kleiner ein Hektar besiedelt, wo hingegen Blühflächen über einen Hektar zu über 90 Prozent (91,7 %) besiedelt waren. Trotzdem war die mittlere Anzahl Baue pro Hektar auf den kleinen Flächen höher als auf den großen (Tab. 29).

6.5 Diskussion

Ziel der vorliegenden Arbeit war es, die Eignung von Blühflächen für das Vorkommen des Feldhamsters zu untersuchen. Dabei konnte gezeigt werden, dass die Dichte erfolgreicher Überwinterungsbaue auf Blühflächen höher war als auf Ackerflächen. Bisherige Studien zeigten, dass Blühflächen im Vergleich zu Ackerflächen gut geeignet sind, um sowohl den Individuenreichtum als auch den Artenreichtum von zum Beispiel Insekten (HAALAND et al. 2011) oder Kleinsäugetern (ARLETTAZ et al. 2010) in der Agrarlandschaft zu fördern.

Prädation ist einer der Hauptmortalitätsgründe des Feldhamsters. Allerdings ist der Prädationsdruck durch Räuber, wie Schleiereulen (*Tyto alba*) in Getreidefeldern und im Grünland, trotz niedrigerer Populationsdichten von Kleinsäugetern, höher als in Blühflächen. Greifvögel scheinen ihre Nahrungshabitate mehr nach der Zugänglichkeit der Beute auszuwählen als nach der Beutedichte (ARLETTAZ et al. 2010). Durch die hohe Vegetationsdichte in Blühflächen im Vergleich zu den angrenzenden Ackerflächen sind wahrscheinlich die geringere Sichtbarkeit und Zugänglichkeit zur Beute die ausschlaggebenden Faktoren für die geringeren Prädationsraten als in offeneren Gebieten (ATKINSON et al. 2005). Dies könnte auch die höheren Feldhamsterbaudichten in Blühflächen mit hohen Vegetationsdichten und geringerem Prädationsrisiko im Vergleich zu den angrenzenden Ackerflächen erklären (KAYSER et al. 2003).

Neben dem erhöhten Prädationsrisiko auf Ackerflächen, welches zur Kontrolle der Populationsdichte beitragen kann, konnte die Feldhamsterbaudichte auf Ackerflächen in unserem Untersuchungsgebiet als gering (bis 0,7 Baue/ha) und auf Blühflächen als mittel (2-5 Baue/ha) eingestuft werden, weshalb das Risiko eines Massenausbruchs (> 30 Baue/ha, DRECHSLER et al. 2011) als sehr gering eingestuft werden kann. BRINER et al. (2005) zeigten zusätzlich, dass Feldmäuse (*Microtus arvalis*) in Blühstreifen mit bis zu 650 Individuen pro Hektar zwar hohe Populationsdichten erreichen, dass die Aktivitätsräume aber sehr stabil sind und zu 91 Prozent in den Blühstreifen liegen. Deshalb bedeutet eine Förderung von Kleinsäugetern auf Blühflächen nicht gleich die Erhöhung des Schadpotentials in angrenzenden Äckern.

Bei uns konnten weder eine Konzentration von Feldhamstern aus den umliegenden Ackerflächen auf der Blühfläche (abnehmende Feldhamsterdichten mit abnehmendem Abstand zur Blühfläche) noch eine Ausbreitung des Feldhamsters in die umliegenden Ackerflächen von der Blühfläche aus (zunehmende Feldhamsterdichten mit abnehmendem Abstand zur Blühfläche) gezeigt werden. Blühstreifen sind qualitativ hochwertige Habitate für Kleinsäugetern in der Agrarlandschaft (ASCHWANDEN et al. 2007), deshalb wäre zu erwarten gewesen, dass sich Feldhamsterindividuen in den ressourcenreichen Blühflächen konzentrieren (KLEIJN et al. 2011, TSCHARNTKE et al. 2012) und damit die Dichte in den angrenzenden Ackerflächen abnimmt. Da allerdings die Feldhamsterdichte sowohl in den an die Blühfläche angrenzenden Ackerflächen als auch in den Kontrollflächen gleichbleibend gering war, konnte für den Feldhamster keine landschaftsabhängige Konzentration auf Blüh-

flächen oder Ausbreitung von Blühflächen aus gezeigt werden. Deshalb kann die Feldhamsterdichte auf den Blühflächen unabhängig von der umgebenden Agrarlandschaft betrachtet werden, was den hohen Wert von Blühflächen im Vergleich zu Ackerflächen für den Feldhamsterschutz betont.

Doch welche Eigenschaften einer Blühfläche auf lokaler und Landschaftsebene fördern das Feldhamstervorkommen besonders? Auf lokaler Ebene nahm die Feldhamsterbaudichte mit zunehmender Vegetationsdichte marginal ab. Da der Feldhamster mit bis zu 500 Gramm und einer Kopf-Rumpf-Länge von 22-30 Zentimeter (CORBET & OVENDEN 1982) ein relativ großes Nagetier in der Agrarlandschaft ist, kann eine zu hohe Vegetationsdichte eine Barriere für dessen Ausbreitung darstellen. Auch der zunehmende Anteil an Gräser hatte einen negativen Effekt auf das Feldhamstervorkommen. Feldhamster bevorzugen vor allem energiereiche Nahrung, unter anderem auch Kräuter (GORECKI & GRYGIELSKA 1975, KUPFERNAGEL & MAURISCHAT 2006). Durch den zunehmenden Anteil an Gräsern nimmt die Kräuterdeckung und damit wahrscheinlich die Nahrungsverfügbarkeit für den Feldhamster auf der Blühfläche und damit auch dessen Dichte ab.

Weiterhin wurde gezeigt, dass die Wahrscheinlichkeit des Feldhamstervorkommens mit zunehmender Größe der Blühfläche zunimmt, die Hamsterdichte auf großen Flächen aber geringer ist als auf kleinen. Konsequenterweise heißt dies, dass der Effekt vieler kleiner Blühflächen größer ist als der weniger großer. Solche größenabhängigen Dichtezunahmen konnten auch für andere Nager, wie zum Beispiel der Westschermaus (*Arvivola sapidus*) in Habitatflecken innerhalb der Agrarlandschaft gezeigt werden (PITA et al. 2013). Allerdings wirkt sich in der untersuchten mediterranen Landschaft eine Vergrößerung des Habitats nur in Landschaften mit mehr als 30 Prozent geeigneten Habitaten positiv auf Populationsdichten aus. In fragmentierteren Landschaften sollte neben der Habitatgröße auch der Abstand zwischen den isolierten Habitaten betrachtet werden (ANDREN 1994). Es ist möglich, dass der Abstand zwischen den isolierten Blühflächen ebenfalls einen Einfluss hat. Dies kann aber kaum quantifiziert werden.

Auf der Landschaftsebene konnten keine negativen Effekte angrenzender Siedlungen auf das Feldhamstervorkommen festgestellt werden (vgl. KRYŠTUFEK et al. 2008). Durch hohe Vegetationsdichte und die Persistenz von Blühflächen über mehrere Jahre hinweg scheint die Störung des Feldhamsters durch menschliche Aktivität relativ gering zu sein. Allerdings wurde in der vorliegenden Arbeit nur die Winterbaudichte ermittelt. Da die Überwinterung ein relativ inaktives Stadium ist, könnte die Mortalitätsrate durch Haustiere und durch Überfahren während der aktiven Zeit im Sommer durch erhöhte Kontaktraten in der Nähe von Siedlungen höher sein (HELL et al. 2005, KAYSER et al. 2003). Deshalb sollten weitere Untersuchungen das Vorkommen des Feldhamsters zu unterschiedlichen Jahreszeiten in Abhängigkeit von der Landschaftszusammensetzung betrachten.

6.6 Empfehlungen für die Praxis

Für die Praxis lässt sich ableiten, dass Blühflächen ein geeignetes Instrument zum Schutz des Feldhamsters sind. Sie sollten eine lückige Vegetation aufweisen. Zur Optimierung könnten weiterhin in die Blühflächen, statt der bisher verpflichtend durch die Mitte der Flächen angelegten Schwarzbrachestreifen, jährlich eine Sämaschinenbreite mit Wintergetreide (Weizen, Roggen, Gerste) angesät werden. Mit dieser relativ „risikofreien Wintervorratsgarantie der kurzen Wege“ werden die Feldhamster ganzjährig in den Flächen gehalten, unabhängig von den Fruchtarten, die in der Nachbarschaft angebaut werden.

6.7 Literaturverzeichnis

- ANDREN, H. (1994): Effects of Habitat Fragmentation on Birds and Mammals in Landscapes with Different Proportions of Suitable Habitat – a Review. – *Oikos* 71, 355-366.
- ARLETTAZ, R., KRAHENBUHL, M., ALMASI, B., ROULIN, A., SCHAUB, M. (2010): Wildflower areas within revitalized agricultural matrices boost small mammal populations but not breeding Barn Owls. – *Journal of Ornithology* 151, 553-564.
- ASCHWANDEN, J., HOLZGANG, O., JENNI, L. (2007): Importance of ecological compensation areas for small mammals in intensively farmed areas. – *Wildlife Biology* 13, 150-158.
- ATKINSON, P.W., FULLER, R.J., VICKERY, J.A., CONWAY, G.J., TALLOWIN, J.R.B., SMITH, R.E.N., HAYSOM, K.A., INGS, T.C., ASTERAKI, E.J., BROWN, V.K. (2005): Influence of agricultural management, sward structure and food resources on grassland field use by birds in lowland England. – *Journal of Applied Ecology* 42, 932-942.
- BRINER, T., NENTWIG, W., AIROLDI, J.P. (2005): Habitat quality of wildflower strips for common voles (*Microtus arvalis*) and its relevance for agriculture. – *Agriculture Ecosystems and Environment* 105, 173-179.
- CORBET, G., OVENDEN, D. (1982): *Pareys Buch der Säugetiere*. – Parey, Hamburg, Berlin, 240 S.
- DRECHSLER, M., EPPINK, F.V., WATZOLD, F. (2011): Does proactive biodiversity conservation save costs? – *Biodiversity and Conservation* 20, 1045-1055.
- GONCALVES, P., ALCOBIA, S., SIMOES, L., SANTOS-REIS, M. (2012): Effects of management options on mammal richness in a Mediterranean agro-silvo-pastoral system. – *Agroforestry Systems* 85, 383-395.
- GORECKI, A., GRYGIELSKA, M. (1975): Consumption and utilization of natural foods by the Common Hamster. – *Acta Theriologica* 20, 237-246.
- HAALAND, C., NAISBIT, R.E., BERSIER, L.F. (2011): Sown wildflower strips for insect conservation: a review. – *Insect Conservation and Diversity* 4, 60-80.
- HELL, P., PLAVY, R., SLAMECKA, J., GASPARIK, J. (2005): Losses of mammals (Mammalia) and birds (Aves) on roads in the Slovak part of the Danube Basin. – *European Journal of Wildlife Research* 51, 35-40.
- HOTHORN, T., BRETZ, F., WESTFALL, P. (2008): Simultaneous inference in general parametric models. – *Biometrical Journal* 50, 346-363.
- KAYSER, A., WEINHOLD, U., STUBBE, M. (2003): Mortality factors of the common hamster *Cricetus cricetus* at two sites in Germany. – *Acta Theriologica* 48, 47-57.
- KLEIJN, D., RUNDLOF, M., SCHEPER, J., SMITH, H.G., TSCHARNTKE, T. (2011): Does conservation on farmland contribute to halting the biodiversity decline? – *Trends in Ecology and Evolution* 26, 474-481.
- KRYŠTUFEK, B., VOHRALÍK, V., MEINIG, H., ZAGORODNYUK, I. (2008): *Cricetus cricetus*. IUCN 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.1.
- KUPFERNAGEL, C., MAURISCHAT, A. (2006): Food preferences of the Common Hamster *Cricetus cricetus* (LINNAEUS, 1758). – *Braunschweiger Naturkundliche Schriften* 7, 601-612.

- LAUNDRÉ, J.W., REYNOLDS, T.D. (1993): Effects of soil-structure on burrow characteristics of 5 small mammal species. – *Great Basin Naturalist* 53, 358-366.
- MACDONALD, D.W., TATTERSALL, F.H., SERVICE, K.M., FIRBANK, L.G., FEBER, R.E. (2007): Mammals, agri-environment schemes and set-aside – what are the putative benefits? – *Mammal Review* 37, 259-277.
- PINHEIRO, J., BATES, D., DEBROY, S., SARKAR, D., R DEVELOPMENT CORE TEAM (2012): nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models.
- PINHEIRO, J.C., BATES, D.M. (2000): *Mixed-Effects Models in S and S-PLUS*. – Springer Verlag, New York.
- PITA, R., MIRA, A., BEJA, P. (2013): Influence of Land Mosaic Composition and Structure on Patchy Populations: The Case of the Water Vole (*Arvicola sapidus*) in Mediterranean Farmland. – *Plos One* 8.
- ROBINSON, R.A., SUTHERLAND, W.J. (2002): Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. – *Journal of Applied Ecology* 39, 157-176.
- SCHREIBER, R. (2010): Feldhamster *Cricetus cricetus* (LINNÉ, 1758). – Merkblatt Artenschutz 28. LFU (Bayrisches Landsamt für Umwelt), Augsburg.
- STOATE, C., BALDI, A., BEJA, P., BOATMAN, N.D., HERZON, I., VAN DOORN, A., DE SNOO, G.R., RAKOSY, L., RAMWELL, C. (2009): Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – A review. – *Journal of Environmental Management* 91, 22-46.
- STOATE, C., BOATMAN, N.D., BORRALHO, R.J., CARVALHO, C.R., DE SNOO, G.R., EDEN, P. (2001): Ecological impacts of arable intensification in Europe. – *Journal of Environmental Management* 63, 337-365.
- TSCHARNTKE, T., TYLIANAKIS, J.M., RAND, T.A., DIDHAM, R.K., FAHRIG, L., BATTERY, P., BENGTSOON, J., CLOUGH, Y., CRIST, T.O., DORMANN, C.F., EWERS, R.M., FRUND, 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* 87, 661-685.
- ULBRICH, K., KAYSER, A. (2004): A risk analysis for the common hamster (*Cricetus cricetus*). – *Biological Conservation* 117, 263-270.
- VILLEMÉY, A., BESNARD, A., GRANDADAM, J., EIDENSCHENCK, J. (2013): Testing restocking methods for an endangered species: Effects of predator exclusion and vegetation cover on common hamster (*Cricetus cricetus*) survival and reproduction. – *Biological Conservation* 158, 147-154.
- WAGNER, C., VOLZ, H. (2014): Das Projekt „Faunistische Evaluierung von Blühflächen“. – Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft 1/2014, 17-32.

7 Blühflächen als Habitat für Niederwild

Christian Wagner, Nadine Karl, Fiona Schönfeld

7.1 Zusammenfassung/Abstract

Auf 40 Acker-Blühflächenpaaren und weiteren 85 Blühflächen wurde im April 2011 Niederwild durch Sichtfassung und Losungszählung kartiert. Es zeigte sich, dass Blühflächen in der Agrarlandschaft attraktive Nahrungs- und Deckungsflächen für das Niederwild sind und, wie für Feldhasen und Rehwild nachgewiesen, gegenüber genutzten Äckern bevorzugt angenommen werden. Allgemein lässt sich feststellen, dass eine möglichst große Blühfläche und ein hoher Anteil an Ackerflächen im Umgriff der Blühfläche die Wertigkeit der Blühfläche für Niederwild positiv beeinflussen. Für den Feldhasen sollten Blühflächen 150 bis 200 Meter von einer Straße entfernt angelegt werden. Da eine wichtige Funktion der Blühflächen die dauerhafte Bereitstellung von Deckung ist, sollten Blühflächen nicht gemulcht oder gemäht werden.

Sown flower-rich fields as habitats for small game

In April 2011 the stock of small game has been mapped on 40 pairs of sown flower-rich fields and agricultural fields and on further 85 sown flower-rich fields by visual registration and the counting of droppings. The results showed that sown flower-rich fields in the agricultural landscape are attractive sites for cover and food supply for small game, and they are preferred against cultivated fields, as shown for both European hare and roe deer.

Generally it can be stated that sown flower-rich fields as large as possible and a large amount of agricultural fields in the surrounding of the sown flower-rich fields positively influence their importance for small game. For the European hare the sown flower-rich fields should have a distance of at least 150 to 200 m from roads. Since sown flower-rich fields have a particular importance as cover they should neither be mulched nor mowed.

7.2 Einleitung

Durch Intensivierung und Mechanisierung in der landwirtschaftlichen Produktion vollzog sich in der Landwirtschaft ein Strukturwandel. Die Schläge wurden vergrößert, die Acker- und Grünlandbewirtschaftung wurde entmischt und viele Strukturelemente wie Hecken, Raine, Brachen oder Einzelbäume verschwanden aus der Kulturlandschaft (LFU 2011, SMITH et al. 2005). Die daraus folgende schlechtere Nahrungsqualität und höhere Prädation führten in Mitteleuropa unter anderem zu einem signifikanten Rückgang verschiedener Niederwildarten wie dem typischerweise in Ackerhabitaten vorkommenden Feldhasen (HOLZGANG et al. 2005, KAMIENIARZ et al. 2013, PANEK 2009, SMITH et al. 2005, STRAUSS & POHLMEIER 2001).

Brachen, inklusive der von der Europäischen Union Ende der 80er Jahre eingeführten Stilllegungsflächen, sind Areale mit hoher Feldhasenpopulation (SMITH et al. 2005). Sie stellen den Hasen Nahrung und Deckung zur Verfügung (VAUGHAN et al. 2003). Die Flächenstilllegung wurde allerdings 2008 ausgesetzt und 2009 abgeschafft. Andere von der Europäischen Union aufgelegte Agrarumweltprogramme, die den Lebensraumverlust ver-

schiedener Niederwildarten puffern oder auffangen sollten, hatten dagegen nicht immer die gewünschte Wirkung (RINGLER & STEIDL 2004). So wurde für die Förderperiode 2007-2013 unter anderem auch in Bayern die Maßnahme „Blühfläche“ entwickelt und als durch das Kulturlandschaftsprogramm (KULAP) geförderte Agrarumweltmaßnahme angeboten. Blühflächen sind Äcker, die mit artenreichem Saatgut eingesät und für fünf Jahre nicht bewirtschaftet oder gepflegt werden. Im Bayern sind die Blühflächen im Durchschnitt gut einen Hektar groß und wurden auf ungefähr 20.000 Hektar angelegt (WAGNER & VOLZ 2014). Es besteht die Hoffnung, dass Blühflächen ganzjährig aufgrund ihrer Pflanzenartenzusammensetzung und Struktur sowohl Nahrungs- als auch Deckungsraum bieten können.

Vor diesem Hintergrund wurde in einer Bachelorarbeit (KARL 2013) untersucht,

1. ob sich auf Blühflächen mehr Niederwild aufhält als auf Äckern und
2. welche Eigenschaften der Blühfläche oder deren Umwelt das Vorkommen von Niederwild auf Blühflächen beeinflussen.

Die Wirkung von Blühflächen im Landschaftskontext ist Gegenstand von Kapitel 8 (KÖPPL 2013, KÖPPL et al. 2014).

7.3 Methoden

7.3.1 Flächenauswahl und Erfassung

Die Kartierungen erfolgten auf denselben Flächen wie die avifaunistische Erfassung. Es wurden 40 Acker-Blühflächenpaare und 85 weitere Blühflächen in ganz Bayern begangen (WAGNER 2014, siehe Seite 82). Dabei wurden alle vorkommenden Niederwildarten und das Schwarzwild erfasst. Nachweise wurden von Fasanen, Feldhasen, Rebhühnern, Rehwild, Rotfüchsen, Wildschweinen und verschiedenen Vogelarten, wie Wiesenweihen und Mäusebussarden, erbracht. Wiesenweihen und Mäusebussarde gingen nicht in die Auswertung mit ein.

Die Erfassung erfolgte sowohl über die Zählung von Losungen (feste Ausscheidungen der Tiere) als auch über Sichtbeobachtungen zwischen dem 10.4.2011 und dem 30.4.2011 tagsüber bei allgemein niedriger Vegetation. Es wurden alle Individuen notiert, die auf den Untersuchungsflächen gesehen wurden. Losungen wurden nur auf den Blühflächen erfasst. Hintergrund ist, dass Losungszählungen nur auf Flächen mit gleich langer Bodenruhe vergleichbare Ergebnisse ergeben können. Dies ist bei regelmäßig bearbeiteten Äckern im Vergleich zu mehrjährig ruhenden Blühflächen im Allgemeinen nicht der Fall. Deswegen wurden die Ergebnisse der Losungszählungen auf Transekten zum Vergleich der Blühflächen untereinander (Frage 2) und die Sichtbeobachtungen für den Acker-Blühflächen-Vergleich (Frage 1) herangezogen. Die Losungen wurden auf jeweils 300 Meter langen Transekten gezählt. 100 Meter Transekt lagen am jeweiligen Rand der Blühfläche, 100 Meter im Zentrum und 100 Meter auf der Schwarzbrache beziehungsweise bei Fehlen einer Schwarzbrache ebenfalls im Zentrum. Die Transektbreite betrug vier Meter, so dass pro Blühfläche 1.200 Quadratmeter abgesucht wurden.



Abb. 40: *Feldhase (Lepus europaeus)*, Foto M. Schäf

7.3.2 Berücksichtigte Umweltfaktoren

Die GIS-Berechnungen wurden mit dem Geographischen Informationssystem ArcMap 10 von ESRI durchgeführt. Folgende Umweltfaktoren gingen in die Modelle (siehe unten) ein.

1. Region: Die Blühflächen lagen in fünf Regionen. Die Region ging als Zufallsfaktor in das jeweilige Modell ein.
2. Deckung [0-3]: Die Vegetationsdeckung wurde in einer vierteiligen Skala auf der gesamten Transektfläche geschätzt: 0-25 % Vegetationsdeckung = 0, 25-50 % Vegetationsdeckung = 1, 50-75 % Vegetationsdeckung = 2, 75-100 % Vegetationsdeckung = 3.
3. Größe BFl [m²]: Größe der Blühfläche in Quadratmeter. Sie wurde dem Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystem (Zentrale InVeKoS Datenbank 2011) entnommen.
4. Entf. nächster Wald [m]: Entfernung des Blühflächenzentrums zum nächsten Wald in Meter. Datengrundlage war die Tatsächliche Nutzung (TN) aus ALKIS (Amtliches Liegenschaftskatasterinformationssystem) im Shapeformat (BAYERISCHE VERMESSUNGSVERWALTUNG 2013).
5. Entf. nächste Siedlung [m]: Entfernung des Blühflächenzentrums zur nächsten Siedlung in Meter; entnommen aus der Tatsächlichen Nutzung (siehe oben).
6. Entf. nächste Straße [m]: Entfernung des Blühflächenzentrums zur nächsten Straße in Meter; entnommen aus der Tatsächlichen Nutzung (siehe oben).
7. Fläche Acker 500 m Radius [ha]: Gesamtackerfläche in einem Radius von 500 Meter um das Blühflächenzentrum in Hektar. Datengrundlage war die Zentrale InVeKoS Datenbank (Daten aus 2011). Die Ackerfläche ist ein guter Aliaswert für die Landschaftskomplexität (HAENKE et al. 2009, HOLZSCHUH et al. 2007).
8. Fläche Mais 500 m Radius [ha]: Gesamtmaisfläche (Kodierung nach dem Flächennutzungsnachweis (FNN 171, 172, 411) in einem Radius von 500 Meter um das Blühflächenzentrum in Hektar (Zentrale InVeKoS Datenbank 2011).

7.3.3 Auswertung und Statistik

Die statistischen Verfahren wurden mit dem SAS Enterprise Guide 4.3 und R Version i386 3.0.2.durchgeführt.

Der Acker-Blühflächen-Vergleich wurde paarweise auf Grundlage der Sichtbeobachtungen mit dem nichtparametrischen Wilcoxon-Test für Feldhase und Rehwild, die beide auf mindestens 6 der 40 Flächenpaare gesehen wurden, getestet und im Boxplot abgebildet.

Der Einfluss der Umweltvariablen auf das Vorkommen von Niederwild auf Blühflächen wurde mit einem linearen gemischten Modell (R-Prozdedur: lmer, linear mixed-effect model) gerechnet. Die Region ging als Zufallsfaktor in das Modell ein. Die anderen sieben Umweltvariablen wurden auf Normalverteilung geprüft (Kolmogorov-Smirnov-Test) und bei Abweichung davon logarithmiert beziehungsweise wurzeltransformiert. Damit alle Variablen eine gleiche Wertigkeit besitzen, wurden sie zusätzlich z-transformiert.

7.4 Ergebnisse

7.4.1 Sichtbeobachtungen: Vergleich Acker und Blühfläche

Sowohl Feldhasen als auch Rehwild bevorzugten im April 2011 tagsüber Blühflächen gegenüber Äckern (Tab. 30, Abb. 41). Beim Feldhasen wurden im Mittel 0,63 mehr Individuen auf der Blühfläche als auf dem Kontrollacker gefunden. Auch beim Rehwild waren die Zahlen mit 0,55 Stück mehr auf Blühfläche als auf Äckern signifikant erhöht. Anderes Niederwild wie zum Beispiel Fasane, Füchse und Rebhühner sowie Wildschweine wurden auf weniger als sechs Flächenpaaren gesehen und somit nicht ausgewertet.

Tab. 30: Individuen Niederwildarten mit mind. 6 Sichtbeobachtungen (Nachweise) auf x der 40 Paare. Mw = Mittelwert, Med = Median, BFl = Blühfläche, A = Acker, n = 40 Paare (Blühfläche minus Acker), Wilcoxon-Test, bei $p < 0,05$ signifikant verschieden.

Art	Nachweise	Acker		Blühfläche		Diff. Blühfläche-Acker		Wilcoxon
		Mw	Med	Mw	Med	Mw	Med	
Feldhase	16	0,08 ± 0,27	0	0,70 ± 1,09	0	0,63 ± 1,13	0	$p < 0,001$
Rehwild	10	0,05 ± 0,22	0	0,62 ± 1,55	0	0,55 ± 1,52	0	$P < 0,05$

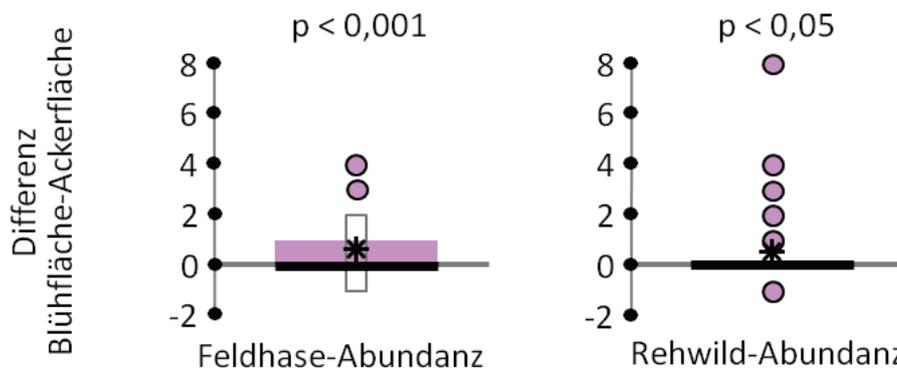


Abb. 41: Individuen Feldhase und Rehwild. Dargestellt ist die Differenz Blühfläche minus Ackerfläche, $n = 40$ Paare, Wilcoxon-Test siehe Tab. 30, zur Darstellung der Boxplots siehe WAGNER & VOLZ (2014).

7.4.2 Losungszählungen: Einfluss der Umweltfaktoren auf das Vorkommen von Niederwild auf Blühflächen

Von Fasan, Feldhase, Fuchs, Rebhuhn und Rehwild gelangen Losungsfunde auf mindestens sechs Blühflächen (Tab. 31). Für sie und die Gesamtabundanz (Anzahl Losungen aller Arten) wurde jeweils ein lineares gemischtes Modell gerechnet (Tab. 32). Die Erklärungsgüte der Modelle (R^2) schwankte zwischen 5,2 Prozent und 20,7 Prozent. Zwei Faktoren hatten einen eindeutig positiven Einfluss auf die Ergebnisse. Dies waren die Größe der Blühfläche für Gesamtabundanz, Feldhase, Fuchs und Rehwild sowie die Größe der

Ackerfläche im 500 Meter Radius für Gesamtabundanz, Fasan, Rebhuhn und Rehwild. Die anderen Faktoren wirkten je nach betrachteter Tierart unterschiedlich. Zunehmende Vegetationsdeckung war tendenziell negativ für Feldhasen aber positiv für Rebhühner. Der zunehmende Abstand zum nächsten Wald ging bei Fasan und Rebhuhn positiv und bei Gesamtabundanz, Feldhase und Rehwild negativ in das Modell ein. Siedlungsnähe wirkte sich positiv auf die Abundanz von Fasänen aus, aber negativ auf Füchse und Rebhühner. Vor allem Feldhasen mieden Straßen. Mais erhöhte die Feldhasenabundanz, verringerte aber die Rehwildabundanz auf den Blühflächen (Tab. 32).

Tab. 31: Anzahl Blühflächen (BFI) und Anzahl gefundener Losungen (Abundanz), $n = 125$ Blühflächen. Bei weniger als 6 Blühflächen mit Nachweisen erfolgte keine Berechnung eines linearen gemischten Modells.

Art	Name	Anzahl BFI	Anzahl Losungen	Modellberechnung
Fasan	<i>Phasianus colchicus</i>	24	78	ja
Feldhase	<i>Lepus europaeus</i>	55	188	ja
Fuchs	<i>Vulpes vulpes</i>	15	18	ja
Rebhuhn	<i>Perdix perdix</i>	6	15	ja
Rehwild	<i>Capreolus capreolus</i>	78	310	ja
Wildschwein	<i>Sus scrofa</i>	4	5	nein
Gesamtabundanz		182	614	ja

Tab. 32: Lineares gemischtes Modell (lmer) für alle Arten mit mind. 6 Fundorten und der Gesamtlosungsabundanz. Region = Zufallsfaktor, Methode = „Poisson“, R^2 = Bestimmtheitsmaß des Modells, $n = 125$ Blühflächen, Effekt (*) = $p < 0,1$ (Tendenz), * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$, *** = $p < 0,001$, + = positiver Einfluss, - = negativer Einfluss.

Art	Gesamt-abundanz	Fasan	Feldhase	Fuchs	Rebhuhn	Rehwild
R^2	0,163	0,207	0,201	0,134	0,052	0,145
Deckung [0-3]			(-)		+	
Größe BFI [m2]	+++		++	++		+++
Entf. nächster Wald [m]	-	+	---		+	---
Entf. nächste Siedlung [m]		--		(+)	+	
Entf. nächste Straße [m]	(+)		++			
Fläche Acker 500 m Radius [ha]	+++	(+)			(+)	+++
Fläche Mais 500 m Radius [ha]			+			---

7.5 Diskussion

Da Feldhasen und Rebhühner stark zurückgehen, stehen sie im Zentrum des naturschutzfachlichen Interesses (DRÖSCHMEISTER et al. 2012, KAMIENIARZ et al. 2013). Rebhühner

werden bei WAGNER (2014) näher betrachtet, deswegen liegt der Focus der Diskussion auf der Reaktion des Feldhasen auf Blühflächen und deren Eigenschaften.

7.5.1 Blühflächen sind attraktiv für Niederwild

Blühflächen sind im Vergleich zu Äckern, zumindest im Erfassungszeitraum April, attraktive Ruhe- und Nahrungshabitate für Feldhasen und Rehwild. Bestimmende Faktoren, vor allem für den in vielen mitteleuropäischen Agrarlandschaften sinkenden Feldhasenbestand, sind Nahrungsverfügbarkeit und Deckung, die Schutz vor Prädation bietet. Blühflächen stellen beides zur Verfügung. Dies gilt speziell auch in der Winterzeit, wenn viele andere Felder ohne Bewuchs sind, und während der Haupterntezeit, wo sich akustisch und optisch störend schweres Gerät auf der Feldflur befindet (BAUMANN 2003, BÖRNER 2007, HACKLÄNDER 2010, PANEK 2009, PANEK et al. 1999, REICHLIN et al. 2006, SMITH et al. 2004, SPÄTH 1989, VAUGHAN et al. 2003). In der Schweiz nehmen über die Wintermonate die Feldhasendichten in Buntbrachen trotz insgesamt abnehmenden Individuenzahlen mindestens bis Februar zu. Ausschlaggebend ist die Höhe der Vegetation von mindestens 20 bis 35 Zentimeter, die Feldhasen als Tagesruheplätze (Sassenhabitate) benötigen (BAUMANN 2003). Auch auf den Fortpflanzungserfolg haben Blühflächen einen positiven Einfluss. Zum Beispiel erhöht die abwechslungsreiche Nahrung auf Blühflächen die Fitness von Häsinnen und Jungtieren, die dann widerstandsfähiger gegenüber Umwelteinflüssen sind (HACKLÄNDER et al. 2002). Zusätzlich wirkt sich die Deckung positiv auf die Überlebensrate aus, da Prädatoren auf Blühflächen nicht so erfolgreich jagen können, wie in der offenen Feldflur (KLANSEK 1999, PANEK 2009). Er scheint so, als ob die Bestände des Feldhasen auf Blühflächen mit deren Alter zunehmen (HOLZGANG et al. 2005), was ein starkes Argument für mehrjährige Blühflächen wäre. Im Projekt „Für Hasen optimierte Buntbrachen im Oberargau“ im Kanton Bern in der Schweiz werden seit 2013 für den Feldhasen optimierte Brachen erforscht. In Focus stehen dabei Pflanzenartzusammensetzung und Ausdehnung der Brachen (WEBER 2013).

7.5.2 Lage und Größe der Blühfläche

Für die Gesamtabundanz von Niederwild sehr wichtig sind:

- die Größe der Blühfläche und
- die Ackerfläche im Umkreis von 500 Meter.

Feldhasen, Füchse und Rehwild profitieren von großen Blühflächen. Rehwild und tendenziell auch Fasane und Rebhühner nutzen Blühflächen in ausgeräumten Landschaften intensiver als in strukturreichen Landschaften. In einfachen Landschaften sind Blühflächen also attraktiver für Niederwild als in komplexen. Bei den Vögeln (WAGNER 2014) konnte dieser Effekt ebenfalls festgestellt werden. Auch TSCHARNTKE et al. (2005, 2012) stellen fest, dass Agrarumweltmaßnahmen die Artenvielfalt in einfachen Landschaften im Verhältnis zu komplexen Landschaften stärker fördern. Deshalb fordern sie auch Agrarumweltmaßnahmen zuvorderst in intensiv genutzten Landschaften (TSCHARNTKE et al. 2005, 2012).

Für Feldhasen ist auch die Entfernung zum Wald und zum nächsten Verkehrsweg entscheidend. Negativ auf die Feldhasenabundanz auf Blühflächen wirkt sich zunehmende Entfernung zum Wald aus, anders gesprochen: Waldnähe ist positiv zu werten (FUCHS

2008, ROEDENBECK & VOSER 2008). Allerdings ist dieses Ergebnis nicht ohne Widerspruch (siehe KINSER 2011 oder PANEK & KAMIENIARZ 1999). Weiterhin ist auf einen ausreichenden Abstand von Straßen zu Blühflächen zu achten. Welche Abstände optimal sind, ist aus den eigenen Daten nicht ableitbar, aber ROEDENBECK und VOSER (2008) fanden in der Schweiz einen deutlichen Anstieg der Feldhasendichte ab einem Abstand von 200 Meter zu Straßen. In Norddeutschland kamen in einer Entfernung bis 150 Meter von einer Straße weniger Hasen vor als in Entfernungen über 150 Meter (STRAUSS & POHLMEIER 2001). Die Ergebnisse gelten nicht für Feldwege.

Für das Rebhuhn, für das das Modell allerdings nur eine geringe Erklärungsgüte besitzt ($R^2 = 5,2\%$), steigt die Attraktivität einer Blühfläche mit zunehmender Vegetationsdichte und mit zunehmender Entfernung zu Wald und Siedlung. Die Größe der Blühfläche hat in diesem Modell keinen Einfluss, obwohl man weiß, dass Blühflächen für Rebhühner eine gewisse Mindestgröße haben sollten (GOTTSCHALK & BEEKE 2011).

Die optimale Größe einer Blühfläche ist abhängig von der Tierart. Neben der reinen Größe ist auch die Form und Lage ausschlaggebend. Eine quadratische Blühfläche mit Kantenlängen von 50 Meter ist sicher „größer“, also für Niederwild besser nutzbar als eine Blühfläche mit fünf Meter Breite und 500 Meter Länge.

7.6 Literatur

- BAUMANN, M. (2003): „Pflugfurchenprojekt“ zur Förderung des Feldhasen in der Solothurner Witi. Bericht 2001-2003. – Jagd und Fischerei, Kt. Solothurn.
- BAYERISCHE VERMESSUNGSVERWALTUNG (2013): Digitale Daten der Tatsächliche Nutzung. – http://vermessung.bayern.de/geobasis_lvg/Tat_Nutzung.html (aufgerufen am 26.8.2013).
- BENÍTEZ-LÓPEZ, A., ALKEMADE, R., VERWEIJ, P.A. (2010): The impacts of roads and other infrastructure on mammal and bird populations: A meta-analysis. – *Biological Conservation* 143, 1307-1316.
- BÖRNER, M. (2007): Wer Vielfalt sät, schafft Lebensräume. Von monotonen Ackerbrachen und Stilllegungsflächen zu wertvollen Habitaten. – Endbericht des Projektes "Lebensraum Brache" – AZ 20271, Hamburg, 84 S.
- DRÖSCHMEISTER, R., SUDFELDT, C., TRAUTMANN, S. (2012): Zahl der Vögel halbiert: Landwirtschaftspolitik der EU muss umweltfreundlicher werden. – *Der Falke* 59 /8, 316-317.
- FUCHS, S. (2008): Feldhase. – in: Stein-Bachinger, K., Fuchs, S., Gottwlad, F. et al. (Hrsg.): *Naturschutzfachliche Optimierung des Ökologischen Landbaus „Naturschutzhof Brodowin“*, Naturschutz und Biologische Vielfalt 90, 209-210.
- GOTTSCHALK, E., BEEKE, W. (2011): Ein kurzer Leitfaden für ein Rebhuhnschutzprojekt nach unseren Erfahrungen im Landkreis Göttingen. – www.rebhuhnschutzprojekt.de/-Leitfaden%20Rebhuhnschutzprojekt%20aktualisiert%202011.pdf (aufgerufen am 16.11.2013).
- HAENKE, S., SCHEID, B., SCHAEFER, M., TSCHARNTKE, T., 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.

- HOLZSCHUH, A., STEFFAN-DEWENTER, I., KLEIJN, D., TSCHARNTKE, 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.
- HACKLÄNDER, K. (2010): Grundlagen für ein nachhaltiges Niederwildmanagement. – Schriftenreihe des Landesjagdverbandes Bayern e.V., Band 18, 45-49.
- HACKLÄNDER, K., REICHLIN, T., KLANSEK, E., TATARUCH, F. (2004): Feldhase: Vielfältiger Speiseplan. – *Österreichs Weidwerk* 4/2004, 14-16.
- HACKLÄNDER, K., TATARUCH, F., RUF, T. (2002): The effect of dietary fat content on location energetics in the European hare (*Lepus europaeus*). – *Physiological and Biochemical Zoology* 75, 19-28.
- HOLZGANG, O., HEYNE, D., KÉRY, M. (2005): Rückkehr des Feldhasen dank ökologischem Ausgleich? – Schriftenreihe der FAL (56), 208 S.
- KAMIENIARZ, R., VOIGT, U., PANEK, M., STRAUSS, E., NIEWEGLOWSKI, H. (2013): The effect of landscape structure on the distribution of brown hare *Lepus europaeus* in farmlands of Germany and Poland. – *Acta Theriologica* 58, 39-46.
- KARL, N. (2013): Blühflächen und deren Nutzungsintensität durch Niederwildarten. – Bachelorarbeit an der Fakultät Wald und Forstwirtschaft der Hochschule Weihenstephan-Triesdorf, 67 S.
- KÖPPL, A. (2013): Der Einfluss von Blühflächen auf den Niederwildbestand in einer intensiv genutzten Agrarlandschaft in Südostbayern. – Masterarbeit an der Fakultät Umweltwissenschaften Masterstudiengang Raumentwicklung und Naturressourcenmanagement, Technische Universität Dresden, 95 S.
- KÖPPL, A., SCHÖNFELD, F., WAGNER C. (2014): Der Einfluss von Blühflächen auf den Niederwildbestand in einer intensiv genutzten Agrarlandschaft in Südostbayern. – Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft 1/2014, 127-128.
- LFU (2011): Bayerisches Landesamt für Umwelt. Entwurf einer kulturlandschaftlichen Gliederung Bayerns als Beitrag zur Biodiversität. – www.lfu.bayern.de/natur/kulturlandschaft/entwurf_gliederung/doc/33_dungau.pdf (aufgerufen am: 19.10.2013).
- PANEK, M. (2009): Factors affecting predation of red foxes *Vulpes vulpes* on brown hares *Lepus europaeus* during the breeding season in Poland. – *Wildlife Biology* 15, 345-349.
- PANEK, M., KAMIENIARZ R. (1999): Relationship between density of brown hares and landscape structure in Poland in the years 1981 – 95. *Acta Theriologica* 44, 67-75.
- REICHLIN, T., KLANSEK, E., HACKLÄNDER, K. (2006): Diet selection by hares (*Lepus europaeus*) in arable land and its implications for habitat management. – *European Journal of Wildlife Research* 52, 109-118.
- RINGLER, A., STEIDL, I. (2004): Flächenstilllegung und Naturschutz. Bewertung der Flächenstilllegung aus Sicht des Natur- und Artenschutzes unter besonderer Berücksichtigung der einheimischen Wildtiere. – Deutsche Wildtier Stiftung, 96 S.
- ROEDENBECK, I. A., VOSER, P. (2008): Effects of roads on spatial distribution, abundance and mortality of brown hare (*Lepus europaeus*) in Switzerland. – *European Journal of Wildlife Research* 54, 425-437.

- SMITH, R.K., JENNINGS, N.V., ROBINSON A., HARRIS, S. (2004): Conservation of European hares *Lepus europaeus* in Britain: is increasing habitat heterogeneity in farmland the answer? – *Journal of Applied Ecology* 41, 1092-1102.
- SMITH, R.K., JENNINGS, N.V., HARRIS, S. (2005): A quantitative analysis of the abundance and demography of European hares *Lepus europaeus* in relation to habitat type, intensity of agriculture and climate. – *Mammal Reviews* 35, 1-24.
- SPÄTH, V. (1989): Untersuchungen zur Populationsökologie des Feldhasen (*Lepus europaeus* PALLAS) in der Oberrheinebene. – *Freiburger Waldschutz-Abhandlungen*, Forstzoologisches Institut der Universität Freiburg im Breisgau.
- STRAUSS, E., POHLMEIER, K. (2001): Zur Populationsökologie des Feldhasen. – NUA Seminarreport 7, 5-20.
- TSCHARNTKE, T., KLEIN, A.M., KRUESS, A., STEFFAN-DEWENTER, I., THIES, C. (2005): Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity-ecosystem service management. – *Ecological Letters* 8, 857-874.
- TSCHARNTKE, T., TYLIANAKIS, J.M., RAND, T.A., DIDHAM, R.K., FAHRIG, L., BATÁRY, P., BENGTTSSON, 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* 87, 661-685.
- VAUGHAN, N., LUCAS, E.N., HARRIS, S., WHITE P.C.L. (2003): Habitat associations of European hares in England and Wales: Implications for farmland management. – *Journal of Applied Ecology* 40, 163-175.
- WAGNER, C. (2014): Blühflächen: ein Instrument zur Erhöhung der Biodiversität von Vögeln der Agrarlandschaft. – *Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft* 1/2014, 79-102.
- WAGNER, C., VOLZ, H. (2014): Das Projekt „Faunistische Evaluierung von Blühflächen“. – *Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft* 1/2014, 17-32.
- WEBER, D. (Projektleiter) (2013): Für Hasen optimierte Buntbrachen im Oberaargau (seit 2013). – www.hintermannweber.ch/projects/315 (aufgerufen am 15.11.2013).

8 Der Einfluss von Blühflächen auf den Niederwildbestand in einer intensiv genutzten Agrarlandschaft in Südbayern

Ambros Köppl, Mechthild Roth, Christian Wagner

8.1 Zusammenfassung/Abstract

In sechs jeweils zirka 110 Hektar großen südostbayerischen Landschaften ohne und sechs Landschaften mit Blühflächen wurde mit Hilfe einer Wärmebildkamera im April und November 2012 Niederwild erfasst. Die Untersuchung zeigte im April für Fasane, Feldhasen und tendenziell auch für Rehe und im November tendenziell für Feldhasen, dass Blühflächen homogene Agrarlandschaften für diese Arten attraktiver machen. Außerdem nimmt mit steigender Blühflächenzahl der Niederwildbestand zu. Die relevanten Faktoren dafür sind Deckung und Nahrungsverfügbarkeit in einer sonst strukturarmen Landschaft. Es sollten mindestens fünf Prozent der Agrarlandschaft mit Blühflächen oder anderen ökologischen Vorrangflächen aufgewertet werden. Blühflächen sind ein erfolgreiches Instrument zur Erhöhung des Niederwildbestands in intensiv genutzten Agrarlandschaften.

Influence of sown flower-rich fields on the stock of small game in an intensively used agricultural landscape in south-eastern Bavaria

The study investigated the stock of small game in twelve landscape sections with a size of about 110 ha in south-eastern Bavaria in April and in November 2012, with six of them including sown flower-rich fields and the other six not including such sites.

The results showed that the sown flower-rich fields improve attractiveness of the homogeneous agricultural landscape in April for pheasants and European hares and by tendency also for roe deer, in November by tendency for European hares. It was also shown that a larger amount of sown flower-rich fields increases abundance of small game. Relevant factors are cover and food supply in an otherwise poorly structured landscape. At least five percent of the agricultural landscape should be enhanced with sown flower-rich fields or other ecological priority areas. Sown flower-rich fields have proven to be a successful instrument to increase the stock of small game in intensively used agricultural landscapes.

8.2 Einleitung

Blühflächen sollen neue Lebens- und Rückzugsräume für Niederwild in der Agrarlandschaft schaffen. Sie stehen dabei nicht allein, sondern werden in ihrer Beziehung zur umgebenden oft homogenen Agrarlandschaft betrachtet. Blühflächen übernehmen dabei zum Beispiel Schutz- und Nahrungsfunktion für Niederwild in der sie umgebenden Landschaft.

Als Untersuchungsgebiet für die Bewertung und Erfassung der Auswirkungen wurde eine intensiv ackerbaulich genutzte Agrarlandschaft in der näheren Umgebung der Kreisstadt Straubing gewählt. Als geeignete Niederwildarten wurden Fasan (*Phasianus colchicus*), Feldhase (*Lepus europaeus*) und Rehwild (*Capreolus capreolus*) betrachtet. Laut den Informationen der Kreisgruppe Straubing gingen die Abschusszahlen von Feldhase und Fa-

san von 2007 bis 2012 im Landkreis stark zurück (GIERL 2013). Die Verschlechterung der Lebensgrundlage durch die ständig wachsende Energiepflanzenproduktion für Biogasanlagen wird unter anderem als Grund für den Rückgang der Populationsdichten diskutiert. Aber auch der Verlust von Rückzugs- und Nahrungsräumen wird dafür verantwortlich gemacht (BENTON et al. 2003, NEWTON 2004). Bekannt ist, dass Fasane und Feldhasen Blühflächen beziehungsweise Stilllegungsflächen als Aufzucht- und Deckungsgebiet sowie zur Nahrungssuche nutzen (HACKLÄNDER 2010, SCHÖNE et al. 2013). Ob Blühflächen den Niederwildbestand in intensiv genutzten Agrarlandschaften erhöhen können oder ob sich das Wild nur auf Blühflächen konzentriert, es also nur zu einer Verlagerung der Aufenthaltsräume kommt, war Gegenstand dieses Teilprojekts.

Zur Bewertung der Auswirkungen von Blühflächen auf die drei genannten Niederwildarten wurden zwei Thesen aufgestellt und diskutiert.

These 1: Landschaften mit Blühflächen besitzen einen höheren Niederwildbestand als Landschaften ohne Blühflächen.

These 2: Je mehr Blühflächen in einer Landschaft vorkommen, desto mehr Niederwild ist zu erwarten.

Welche Eigenschaften von Blühflächen den Niederwildbestand beeinflussen und welche Umweltvariablen auf die Verteilung des Niederwilds wirken, war nicht Gegenstand dieser Masterarbeit, sondern wird in einem eigenen Kapitel (KARL 2013, WAGNER et al. 2014b) diskutiert.

8.3 Methoden

8.3.1 Auswahl der Landschaften und Erfassung

Die Untersuchungen fanden in Südostbayern in den Gäulagen der beiden Regierungsbezirke Niederbayern und Oberpfalz mit einer mittleren Höhenlage von 325 Meter über Normalnull statt (Abb. 42). Die Gäulagen sind gekennzeichnet durch intensiv landwirtschaftlich genutzte und sehr fruchtbare lössbedeckte Niederungsböden mit Ertragsmesszahlen bis über 64 (LIEDTKE & MARCINEK 2002). Der intensiven Agrarnutzung mussten fast überall Feldstrukturen wie Hecken, Alleen, Obstbäume, Gräben und Feldsäume weichen. Ebenso wurden Bäche begradigt, Flüsse in ihr Flussbett zurückgedrängt und großflächige Meliorationen vorgenommen (LFU 2011).

Das Untersuchungsgebiet wurde anhand von sechs Landschaftspaaren charakterisiert (Abb. 42). Ein Landschaftspaar bestand aus einer etwa 110 Hektar großen Landschaft ohne Blühflächen und einer gleich großen Landschaft mit ein bis acht Blühflächen (Abb. 44, Tab. 35). Insgesamt wurde auf einer Gesamtfläche von 1.325,1 Hektar Niederwild kartiert. Die Landschaften waren soweit wie möglich homogen. Einflussnehmende Umweltfaktoren wie Straßen, Siedlungen, Hecken, Gehölze, Gräben und Gewässer, wurden ausgeklammert. Zu Siedlungen, Straßen und Gehölzen wurde bei der Kartierung stets auf einen Abstand von 50 Meter geachtet.

Das Niederwild wurde mit einer Wärmebildkamera erfasst. Die Flächen wurden im Frühjahr (24.04.2012 bis 05.05.2012) und bei einer Wiederholung im Herbst (25.11.2012 bis 06.12.2012) in 100 Meter voneinander entfernten, parallel verlaufenden Schleifen abgegangen. Bei Blühflächen und Flächen mit höherer Vegetation wurden die Abstände verringert. Detektierte Tierarten wurden in Luftbildkarten punktgenau eingetragen.

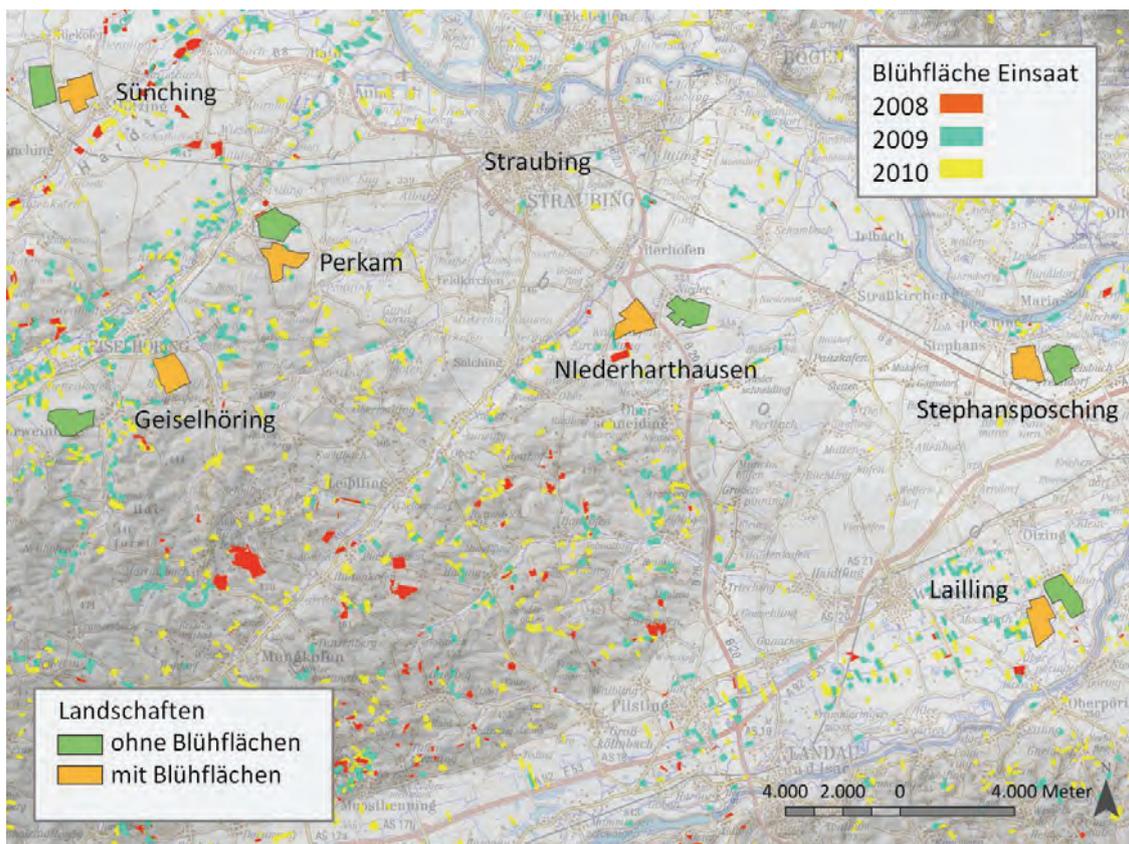


Abb. 42: Lage und Namen der sechs Landschaftspaare.



Abb. 43: Rehe (*Capreolus capreolus*) vor einem Brachstreifen, Foto M. Schäf.

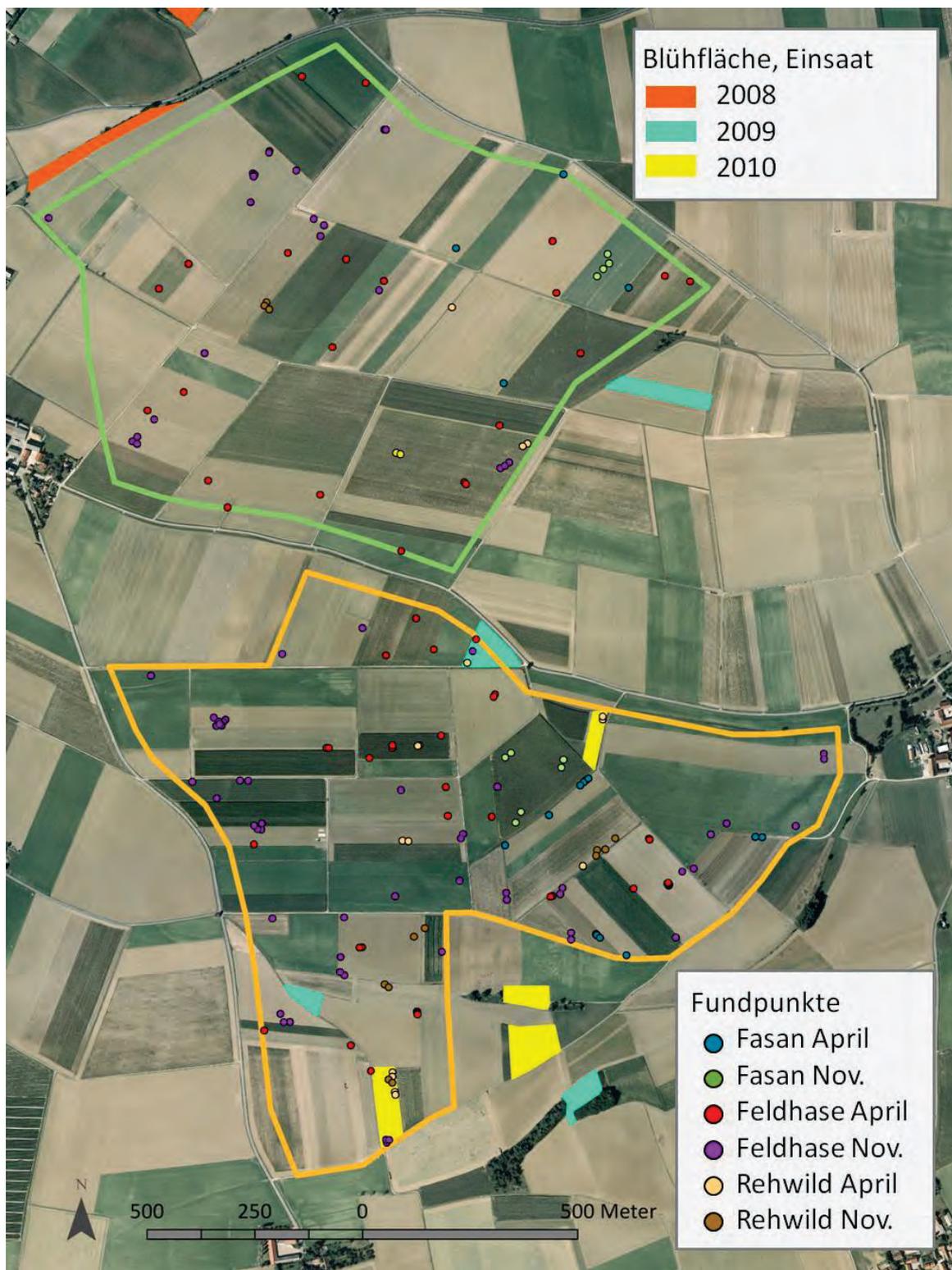


Abb. 44: Fundpunkte der kartierten Niederwildarten in Perkam im April und November 2012. Grün eingegrenzt ist die Landschaft ohne Blühflächen, orange eingegrenzt ist die Landschaft mit vier Blühflächen aus den Jahren 2009 und 2010. Kartengrundlage: digitales Luftbild der Bayerischen Vermessungsverwaltung.

8.3.2 Statistik

Der paarweise Vergleich der Niederwildbestände in Landschaften ohne und mit Blühflächen (These 1) wurde mittels des Wilcoxon-Tests durchgeführt. Dabei wurde die jeweilige Paardifferenz je Tierart und Standort gebildet. Der Wilcoxon-Test eignet sich für gepaarte Stichproben, die nicht normalverteilt sind.

Inwieweit die Anzahl der Blühflächen einen Einfluss auf den Niederwildbestand hat (These 2), wurde mit dem Spearman Rangkorrelationskoeffizient berechnet. Dabei wurden nur die sechs Landschaften mit Blühflächen berücksichtigt. Blühflächen, die direkt nebeneinander lagen wurden zu einer Blühfläche zusammengefasst.

Die statistischen Verfahren wurden mit dem SAS Enterprise Guide 4.3 durchgeführt.

8.4 Ergebnisse

8.4.1 Vergleich Landschaften ohne Blühflächen und Landschaften mit Blühflächen

Im Frühjahrsdurchgang wurden insgesamt 508 Individuen kartiert. Auf Fasan, Feldhase und Rehwild entfielen in Landschaften ohne Blühflächen 13, 126 beziehungsweise 33 Individuen und in Landschaften mit Blühflächen 61, 203 beziehungsweise 66 Individuen (Tab. 33).

Blühflächen erhöhten den Fasanenbestand in den untersuchten Landschaften im Frühjahr signifikant ($p < 0,05$). Der Mittelwert des Vorkommens von Fasänen in Landschaften ohne Blühflächen lag bei zwei Tieren pro 100 Hektar und in Landschaften mit Blühflächen bei 9,2 Tieren pro 100 Hektar. In den Landschaften ohne Blühflächen bei Geiselhöring, Sünching und Stephansposching fanden sich keine Fasane. In der Landschaft mit Blühflächen bei Niederharthausen wurden mit 20 Fasänen die meisten Individuen kartiert (Tab. 33, Abb. 45).

Der Feldhase kam auf jeder untersuchten Fläche vor. In Landschaften mit Blühflächen konnten signifikant mehr Individuen gefunden werden als in den Kontrolllandschaften ($p < 0,05$). In Landschaften ohne Blühflächen wurden im Mittel 19,0 in Landschaften mit Blühflächen 30,6 Feldhasen pro 100 Hektar detektiert. Die meisten Feldhasen, mit 58 Stück, wurden in der mit acht Blühflächen ausgestatteten Landschaft bei Lailling kartiert, die niedrigste Anzahl mit zehn Feldhasen in der Landschaft ohne Blühflächen bei Stephansposching (Tab. 33, Abb. 45).

Tendenziell befanden sich mehr Rehe in Landschaften mit Blühflächen als in Landschaften ohne Blühflächen ($p = 0,063$). Im Mittel wurden fünf Rehe pro 100 Hektar in Landschaften ohne und zehn Rehe pro 100 Hektar in Landschaften mit Blühflächen kartiert. Das Rehwild konnte bis auf den gesamten Standort Stephansposching auf jeder Fläche bestätigt werden. Die größte Anzahl fand sich bei der Fläche mit Blühflächen bei Niederharthausen mit 18 Individuen (Tab. 33, Abb. 45).

Tab. 33: Vorkommen von Fasan, Feldhase und Rehwild im April 2012. BFl = Blühflächen, Diff. = Differenz, $n = 6$ Flächenpaare, Wilcoxon-Test.

	Fasan			Feldhase			Reh		
	ohne BFl (1)	mit BFl (2)	Diff. (2)-(1)	ohne BFl (1)	mit BFl (2)	Diff. (2)-(1)	ohne BFl (1)	mit BFl (2)	Diff. (2)-(1)
Geiselhöring	0	7	7	16	34	18	4	7	3
Sünching	0	2	2	14	20	6	14	17	3
Lailling	6	18	12	28	58	30	5	12	7
Niederharthausen	3	20	17	36	42	6	7	18	11
Perkam	4	13	9	22	34	12	3	12	9
Stephansposching	0	1	1	10	15	5	0	0	0
Summe	13	61	48	126	203	77	33	66	33
Mittelwert	2,2 ±	10,2 ±	8,0 ±	21,0 ±	33,8 ±	12,8 ±	5,5 ±	11,0 ±	5,5 ±
	2,3	7,4	5,5	8,9	14,1	8,9	4,4	6,1	3,8
Dichte/100 ha	2,0	9,2	7,2	19,0	30,6	11,6	5,0	10,0	5,0
Median	1,5	10	8	19	34	9	4,5	12	5
p =			0,031			0,031			0,063

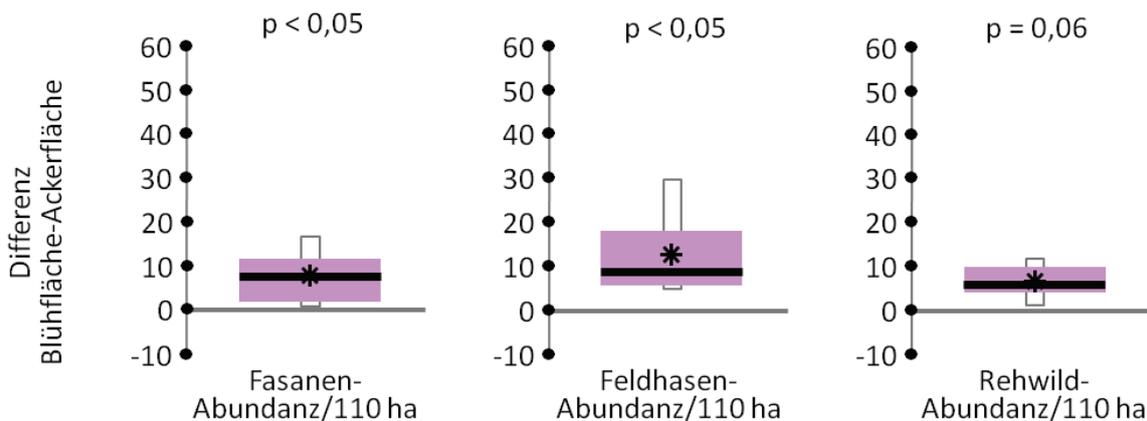


Abb. 45: Fasan, Feldhase und Rehwild im April 2012, dargestellt als Differenzen der $n = 6$ Paare (jeweils Landschaft mit Blühflächen minus Landschaft ohne Blühflächen), Wilcoxon-Test siehe Tab. 33, zur Darstellung der Boxplots siehe WAGNER & VOLZ 2014.

Im Herbstdurchgang wurden insgesamt 604 Individuen erfasst. Auf Fasan, Feldhase und Rehwild entfielen in Landschaften ohne Blühflächen 0, 150 und 36 Individuen und in Landschaften mit Blühflächen 81, 255 beziehungsweise 82 Individuen (Tab. 34).

Bei nur drei Landschaftspaaren mit Fasanennachweisen war die Stichprobengröße trotz der eindeutigen Ergebnisse zu gering für ein signifikantes Ergebnis ($p = 0,25$). Der Mittelwert des Vorkommens von Fasänen lag in Landschaften ohne Blühflächen bei null Tieren und in Landschaften mit Blühflächen bei 12,2 Tieren pro 100 Hektar. Die 81 kartierten Fasane teilten sich auf die Blühflächenstandorte Geiselhöring mit 15, in Lailling mit 56 und Niederharthausen mit 10 Individuen auf (Tab. 34, Abb. 46).

Feldhasen kamen in allen Landschaften vor. Bis auf den Standort Stephansposching kamen mehr Individuen in Landschaften mit Blühflächen als in Landschaften ohne Blühflächen vor ($p = 0,063$). In Landschaften ohne Blühflächen wurden im Mittel 22,7 Feldhasen pro 100 Hektar, in Landschaften mit Blühflächen 38,5 pro 100 Hektar detektiert. Das Maximum mit 76 Individuen wurde in Lailling in der Landschaft mit Blühflächen kartiert, das Minimum an Feldhasen (fünf Individuen) in der Landschaft ohne Blühflächen bei Sünching (Tab. 34, Abb. 46).

Tab. 34: Vorkommen von Fasan, Feldhase und Rehwild im November 2012. BFI = Blühfläche, Diff = Differenz, $n = 6$ Flächenpaare, Wilcoxon-Test.

	Fasan			Feldhase			Reh		
	ohne BFI (1)	mit BFI (2)	Diff. (2)-(1)	ohne BFI (1)	mit BFI (2)	Diff. (2)-(1)	ohne BFI (1)	mit BFI (2)	Diff. (2)-(1)
Geiselhöring	0	15	15	16	28	12	0	14	14
Sünching	0	0	0	5	29	24	13	6	-7
Lailling	0	56	56	44	76	32	11	20	9
Niederharth.	0	10	10	29	39	10	4	21	17
Perkam	0	0	0	22	51	29	3	10	7
Stephansp.	0	0	0	34	32	-2	5	11	6
Summe	0	81	81	150	255	105	36	82	46
Mittelwert	0,0 ± 0,0	13,5 ± 19,9	13,5 ± 19,9	25,0 ± 12,6	42,5 ± 16,9	17,5 ± 11,9	6,0 ± 4,6	13,7 ± 5,4	7,7 ± 7,6
Dichte/100 ha	0	12,2	12,2	22,7	38,5	15,8	5,4	12,4	7,0
Median	0	5	5	25,5	35,5	18	4,5	12,5	8
Wilcoxon p=			0,250			0,063			0,125

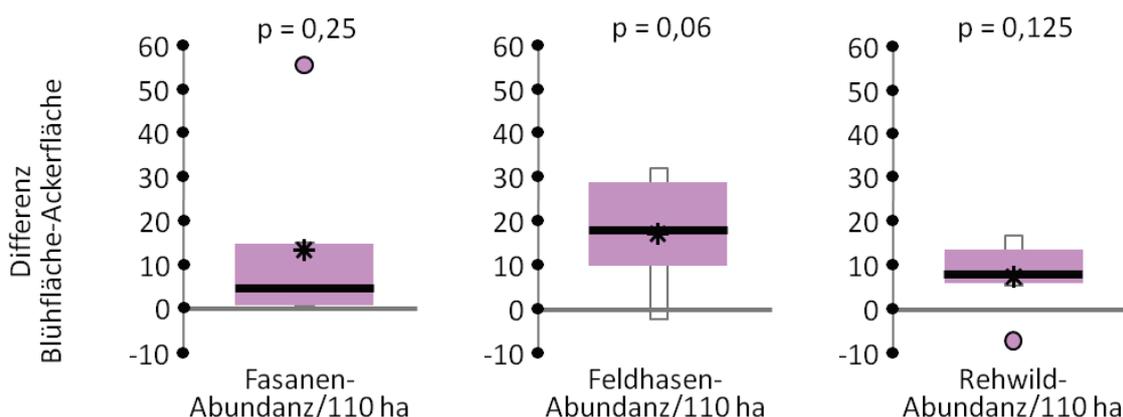


Abb. 46: Fasan, Feldhase und Rehwild im November 2012, dargestellt als Differenzen der $n = 6$ Paare (jeweils Landschaft mit Blühflächen minus Landschaft ohne Blühflächen). Wilcoxon-Test siehe Tab. 34, zur Darstellung der Boxplots siehe WAGNER & VOLZ 2014.

Bis auf den Standort Sünching kamen beim Rehwild mehr Individuen auf den Landschaften mit Blühflächen als auf den Landschaften ohne Blühflächen vor ($p = 0,125$). Im Mittel wurden 5,4 Rehe pro 100 Hektar in Landschaften ohne und 12,4 Rehe pro 100 Hektar in Landschaften mit Blühflächen kartiert. Die größte Anzahl befand sich wie im April 2012 mit nunmehr 21 Individuen in Niederharthausen im Untersuchungsgebiet mit Blühflächen (Tab. 34, Abb. 46).

8.4.2 Anzahl Blühflächen und Vorkommen Niederwild

In einem zweiten Schritt wurde die Anzahl der Blühflächen in einer Landschaft mit dem Niederwildbestand korreliert. Im April und im November gab es eine positive Korrelation des Niederwild-Gesamtvorkommens und der Anzahl der Blühflächen in einer Landschaft (jeweils $R^2 = 0,81$, $p < 0,05$, Rang-Spearman-Korrelation) (Tab. 35, Abb. 48). Die Trendlinien waren in beiden Fällen positiv.

Tab. 35: Niederwildbestand (Summe Fasan, Feldhase und Rehwild) in Abhängigkeit von der Anzahl der Blühflächen (BFl) im April und November 2012, Spearman-Rangkorrelation.

	Anzahl BFl	% Fläche an Gesamtlandschaft	Niederwild gesamt April	Niederwild gesamt November
Geiselhöring	3	7,5	48	57
Sünching	1	4,7	39	35
Lailling	8	13,5	88	152
Niederharth.	2	5,6	80	70
Perkam	4	2,0	59	61
Stephansp.	1	4,3	16	43
Spearman- R^2			0,81	0,81
p			0,049	0,049



Abb. 47: Blühfläche in Niederbayern mit „Schwarzbrachestreifen“ (rechts), 19.7.2011.

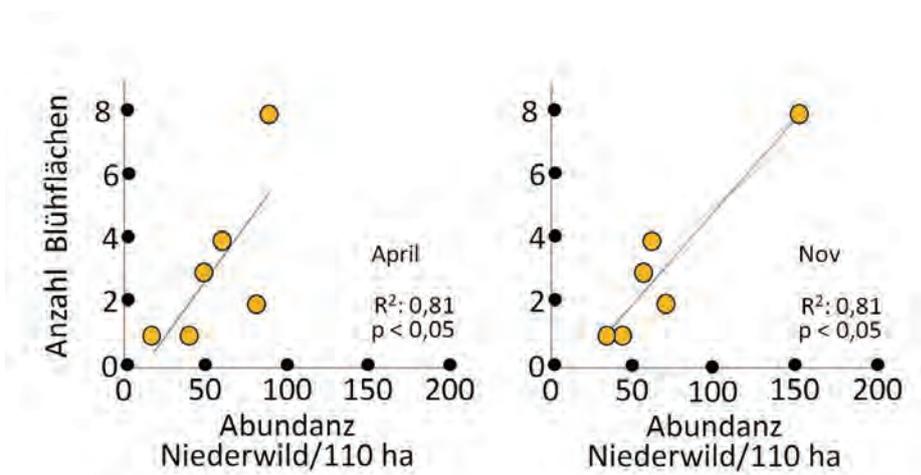


Abb. 48: Niederwildbestand (Individuensumme Fasan, Feldhase und Rehwild) in Abhängigkeit von der Anzahl der Blühflächen im April (links) und November (rechts) 2012, $n = 6$ Landschaften mit Blühflächen, Spearman-Rangkorrelation.

8.5 Diskussion

8.5.1 Blühflächen erhöhen den Niederwildbestand in der Landschaft

In Landschaften mit Blühflächen konnten im Frühjahr beim Fasan und beim Feldhasen signifikant erhöhte Individuendichten gegenüber Landschaften ohne Blühflächen nachgewiesen werden. Beim Rehwild war der positive Trend nicht signifikant. Im Herbst waren die Ergebnisse für alle Arten erkennbar, aber nicht signifikant. Hier muss einschränkend auf die geringe Stichprobengröße von $n =$ sechs Landschaftspaaren verwiesen werden. Die Stichprobengröße war dadurch begrenzt, dass in den Gäulagen Niederbayerns nicht mehr einheitliche Landschaftspaare abgegrenzt werden konnten. Untersuchungen aus anderen Regionen bestätigen aber die eigenen Ergebnisse.

So konnte CHIVERTON (1994) in Schweden feststellen, dass Fasane in Buntbrachen größere Gelege haben und die Jungfasane bei Vorhandensein solcher Buntbrachen in der Landschaft höhere Überlebensraten besitzen. Die Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest (ABU 2006) kam in ihren Studien zu dem Ergebnis, dass in Landschaften mit extensivierten Ackerstreifen (Buntbrachen, Wildkrautstreifen) eine größere Fasanenpopulation zu erwarten ist als in Landschaften ohne ökologische Flächenaufwertung. Als Gründe dafür werden Nahrungsverfügbarkeit und Deckung angegeben. Fasane nehmen in der Aufzucht vor allem bis zur neunten Woche aber auch später tierische Nahrung zu sich (PEGEL 1983). Laut der Literaturzusammenfassung von HAALAND et al. (2011) und den eigenen bei WAGNER et al. (2014a) veröffentlichten Ergebnissen befinden sich in Blühflächen mehr Insektenindividuen und -arten als auf den umliegenden Äckern. Des Weiteren nehmen Fasane Hecken- und Baumstrukturen als Platz zum nächtlichen Aufbaumen an. Mitunter können auch Schilfgebiete oder Gebiete mit höherer Vegetation als Nächtigungsplätze dienen (PEGEL 1983). Blühflächen mit höherer Vegetation im Sommer und abgestorbenen vegetativen Resten im Winter ersetzen wahrscheinlich Bäume und Heckensträucher als Aufbaumöglichkeit und Deckung.

Die vorgefundenen Feldhasendichten waren um das Doppelte höher als in der Normallandschaft üblich. Im Frühjahr 2005 wurden in Mittel- und Süddeutschland mittlere Dichten von 14,6 Feldhasen pro 100 Hektar festgestellt (WILD 2005). Diese stehen den frühjährlichen 30,6 und herbstlichen 38,5 Feldhasen pro 100 Hektar in Landschaften mit Blühflächen gegenüber. Auch VOLLMER und PEGEL (2007) und HOLZGANG et al. (2005) beschreiben in ihren Studien über Feldhasenpopulationen in Baden-Württemberg und der Schweiz, dass die Feldhasendichten in Landschaften mit Bunt- oder Rotationsbrachen zunehmen. Dies kann der verbesserten Deckung in Blühflächen zugeschrieben werden. So werden Buntbrachen von BAUMANN (2003) als Sassenhabitat (Tagesruheplatz) und von SMITH et al. (2004) als Deckungshabitat für Hasen identifiziert. Des Weiteren berichtet ZACCARONI et al. (2009), dass Hasen die Buntbrachen im Vergleich zu Wintergetreide als Tageshabitat, das Wintergetreide aber als Nahrungshabitat bevorzugen. Der strukturelle Wechsel von Blühflächen und dem großflächigen Anbau von Winterweizen in der „Kornkammer Bayerns“ entspricht somit den Habitatanforderungen von Feldhasen.

Laut STUBBE (2008) ist eine Rehwilddichte von bis zu zehn Rehen pro 100 Hektar je nach Habitat hinsichtlich Verbisschäden und Reproduktionsrate vertretbar. Niedrigere Dichten lassen Rückschlüsse auf ein gestörtes und ungeeignetes Habitat des Rehwilds zu (VON RAESFELD et al. 1985). Die Dichten im Frühjahr und im Herbst 2012 in Landschaften mit Blühflächen sind mit zehn und 12,4 Rehen pro 100 Hektar also im normalen Rahmen. Dagegen wurden mit fünf und 5,4 Rehen pro 100 Hektar im Frühjahr beziehungsweise im Herbst in Landschaften ohne Blühflächen weitaus geringere Dichten gezählt. Die Zahlen bestätigen auf jeden Fall, dass Landschaften mit Blühflächen vom Rehwild präferiert werden.

8.5.2 Anzahl der Blühflächen beeinflusst das Vorkommen von Niederwild

Mit der Anzahl der Blühflächen in einer Landschaft steigt auch die Niederwilddichte. Trotz der geringen Stichprobengröße sind die Korrelationen signifikant. Die Frage, wie viele Blühflächen in einer Landschaft angelegt werden müssen, oder wie groß der Anteil der aus der Nutzung genommenen Flächen an der Gesamtfläche einer Agrarlandschaft sein sollte, um eine optimale Niederwilddichte zu bekommen, kann mit den eigenen Ergebnissen nicht abgeschätzt werden.

HERZOG und WALTER (2005) beschreiben einen Mindestanteil von fünf Prozent von ökologisch wertvollen Ausgleichsflächen in einer Landschaft, ab der Feldhasenbestände einen Nutzen daraus ziehen. In niederösterreichischen Untersuchungsgebieten konnte man feststellen, dass je höher der Brachflächenanteil in Landschaften war, desto höher fiel auch die Anzahl der Junghasen bei den herbstlichen Strecken aus. Höhere Anteile bedeuten letztendlich eine höhere Überlebenswahrscheinlichkeit der Junghasen und führen zu einer höheren Feldhasendichte (HACKLÄNDER et al. 2002).

Laut KOHLI et al. (2004) dauert es mehrere Jahre bis qualitativ hochwertige Ausgleichsflächen entstehen. Die auf fünf Jahre ausgelegten Blühflächen haben also ihre volle Auswirkung auf die Bestandsentwicklung von Feldhasen sicher noch nicht gezeigt. Somit könnte sich der Bestand bis zum Auslaufen der Blühflächenförderung im Jahre 2014 weiter erhöhen. Bei einer Studie von HERZOG und WALTER (2005) in der Schweiz dauerte es zwischen sechs und neun Jahre bis sich beim Niederwild positive Tendenzen zeigten.

8.6 Literatur

- ABU (Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest, Hrsg.) (2006): Erhöhung der Biodiversität in einer intensiv genutzten Bördelandschaft Westfalens mit Hilfe von extensivierten Ackerstreifen. – Abschlussbericht, Bad Sassendorf.
- BAUMANN, M. (2003): „Pflugfurchenprojekt“ zur Förderung des Feldhasen in der Solothurner Witi. Bericht 2001-2003. – www.so.ch/fileadmin/internet/vwd/vdsjf/pdf/feldhase_und_pflugfurchen_witi_2003.pdf (aufgerufen am 28.11.2013).
- BENTON, T.G., VICKERY, J.A., WILSON, J.D. (2003): Farmland biodiversity – is habitat heterogeneity the key? – *Trends in Ecology and Evolution*.18, 182-188.
- CHIVERTON, P.A. (1994): Large scale field trials with conservation headlands in Sweden. – In Boatman N.D. (Hrsg.): *Field margins: integrating agriculture and conservation* BCPC Monograph 58. British Crop Protection Council, Farnham.
- GIERL, H. (2013): Bericht über die Streckenergebnisse der Kreisgruppe Straubing für das Jagdjahr 2012. pdf. – www.jagd-straubing.de/mediapool/94/948143/data/13_u_12-_pdf_dateien/13_ppt_Gierl.pdf (aufgerufen am 25.05.2013).
- HAALAND, C., NAISBIT, R.E., BERSIER, L. (2011): Sown wildflower strips for insect conservation: a review. – *Insect Conservation and Diversity* 4, 60-80.
- HACKLÄNDER, K. (2010): Feldhasen in der Kulturlandschaft: Die Bedeutung von Brachen für Nahrungsökologie, Energiehaushalt und Populationsdynamik. – Bericht Deutsche Wildtier Stiftung, Hamburg, 2, 1-2.
- HACKLÄNDER, K., KLANSEK, E., RUF, T., ARNOLD, W. (2002): Feldhasen, Führen Brachen zu höheren Besätzen? *Schweizer Jäger* 10, 63-66.
- HERZOG, F., WALTER, T. (Hrsg.) (2005): Evaluation der Ökomassnahmen – Bereich Biodiversität. – *Agroscope FAL Reckenholz, Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Schriftenreihe der FAL 56, Zürich, 208 S.*
- HOLZGANG O., HEYNEN D., KERY M. (2005): Rückkehr des Feldhasen dank ökologischem Ausgleich? – *Schriftenreihe der FAL 56, 150-160.*
- KARL, N. (2013): Blühflächen und deren Nutzungsintensität durch Niederwildarten. – Bachelorarbeit an der Fakultät Wald und Forstwirtschaft der Hochschule Weihenstephan-Triesdorf, 67 S.
- KOHLI L., SPIESS M., HERZOG F., BIRRER S. (2004): Entwicklung der Bestände typischer Kulturlandvögel und ihrer Lebensräume. Erfolgskontrolle ökologischer Ausgleichsflächen. – *Schweizerische Vogelwarte, Sempach.*
- LFU (2011): Bayerisches Landesamt für Umwelt. Entwurf einer kulturlandschaftlichen Gliederung Bayerns als Beitrag zur Biodiversität. – www.lfu.bayern.de/natur/kulturlandschaft/entwurf_gliederung/doc/33_dungau.pdf (aufgerufen am: 19.10.2013).
- LIEDTKE H., MARCINEK J. (Hrsg.) (2002): *Physische Geographie Deutschlands.* – Klett, Gotha, 786 S.
- NEWTON, I. (2004): The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions. – *Ibis* 146, 579-600.

- PEGEL, M. (1983): „Niederwild unserer Kulturlandschaft“, Ökologische Zusammenhänge, aufgezeigt an Beispielen für Hase, Rebhuhn und Fasan. Wildbiologische Informationen für den Jäger. – Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.
- SCHÖNE, F., OPPERMAN, R., GELHAUSEN, J., DZIEWIATY, K., BERNARDY, P. (2013): Naturverträgliche Nutzung ökologischer Vorrangflächen. – Ein Mehrwert für Biodiversität und Landwirtschaft in Umsetzung der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP)? – *Natur und Landschaft* 45, 133-139.
- SMITH, R.K., JENNINGS, N.V., ROBINSON A., HARRIS, S. (2004): Conservation of European hares *Lepus europaeus* in Britain: Is increasing habitat heterogeneity in farmland the answer? – *Journal of Applied Ecology* 41, 1092-1102.
- STUBBE, C. (2008): *Rehwild. Biologie, Ökologie, Hege und Pflege.* – Kosmos Verlag, 5. Auflage, Stuttgart, 400 S.
- VOLMER, H.-J., PEGEL M. (2007): Was ist machbar? Ein Niederwild – Hegeverein in den Rheinniederungen. – *Der Jäger in Baden-Württemberg*, 7.
- VON RAESFELD, F., NEUHAUS, A.H., SCHAICH, K. (1985): *Das Rehwild: Naturgeschichte, Hege und Jagd.* – Paul Parey, Hamburg, 453 S.
- WAGNER, C., VOLZ, H. (2014): Das Projekt „Faunistische Evaluierung von Blühflächen“. – *Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft* 1/2014, 17-32.
- WAGNER, C., HOLZSCHUH, A., WIELAND, P. (2014a): Der Beitrag von Blühflächen zur Arthropodendiversität in der Agrarlandschaft. – *Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft* 1/2014, 45-64.
- WAGNER, C., KARL, N., SCHÖNFELD, F. (2014b): Blühflächen als Habitat für Niederwild. – *Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft* 1/2014, 117-126.
- WILD (2005): Deutscher Jagdschutz Verband e.V., Wildtier-Informationssystem der Länder Deutschlands, Ergebnisse 2005. – www.ljvsa.hosting.ron.gryffindor.hogwarts-webvariants.de/data/mediapool/wildbroschuere_2005.pdf (aufgerufen am 28.11.2013).
- ZACCARONI, M., BILIOTTI, N., CALIERI, S., FERRETTI, M., GENGHINI, M., RIGA, F., TROCCHI, V., DESSI-FULGHERI, F. (2009): Habitat use by Brown Hares (*Lepus europaeus*) in an agricultural ecosystem in Tuscany (Italy) using GPS collars: Implication for agrienvironmental management. – in: Ministry of Agriculture of the Russian Federation and the International Union of Game Biologists (IUGB) (Hrsg.): *Proceedings of the XXIX International Union of Game Biologists Congress 17-22.08.2009, Moscow.*

9 Empfehlungen für die Anlage von Blühflächen aus faunistischer Sicht

Christian Wagner, Harald Volz

Dass Brachen beziehungsweise Stilllegungsflächen eine zentrale Funktion für die Erhaltung der Biodiversität in der Agrarlandschaft haben, ist unbestritten. FLADE et al. (2003) beschrieben dies wie folgt: „Als wichtigstes Naturschutzziel in der Ackerlandschaft kristallisiert sich eindeutig die Bereitstellung eines ausreichenden Anteils an Brachen bzw. Stilllegungsflächen heraus. Für fast alle Arten und Artengruppen kommt den ein- bis mehrjährigen Stilllegungsflächen eine Schlüsselrolle zu.“ (FLADE et al. 2003 S. 339f.).

Blühflächen wurden 2003 noch nicht als Agrarumweltmaßnahme angeboten. Sie haben einige weitere wertvolle Eigenschaften, die die Stilllegungsflächen aus dem EU-Programm (1992 bis 2007) nicht hatten. So werden Blühflächen mit artenreichem, kräuterdominiertem Saatgut angelegt und sind nicht selbst begrünt beziehungsweise mit artenarmen Mischungen eingesät, wie die Stilllegungsflächen. Dies führt unter anderem dazu, dass Gräser über mehrere Jahre keine oder nur eine untergeordnete Rolle spielen und blütenreiche Pflanzenarten mit ihren Vorteilen zum Beispiel für Blüten besuchende Insekten dominieren. Zweitens werden Blühflächen nicht gepflegt, im Gegensatz zu Stilllegungsflächen, die oft jährlich einmal gemäht oder gemulcht wurden. Dadurch sind sie im Winter, aber auch zur Brutzeit für bestimmte Vogelarten wertvoller als gemähte Stilllegungsflächen.

9.1 Was können Blühflächen leisten?

Bayerische Blühflächen sind aus faunistischer Sicht eine Erfolgsgeschichte. Sie erhöhen Artenreichtum (Anzahl unterschiedlicher Arten) oder/und Abundanz (Anzahl Individuen) aller untersuchter Tiergruppen in der Agrarlandschaft (Abb. 49). Insbesondere zeigen Blühflächen gegenüber Äckern eine(n) höhere(n):

- Biomasse und Abundanz bei Regenwürmern (Kapitel 2),
- Artenreichtum und Abundanz bei Insekten und Spinnentieren (Kapitel 3),
- Artenreichtum und Abundanz bei Vögeln und Agrarvögeln sowie Artenreichtum bei Vögeln der Rote Liste Bayern (Kapitel 5),
- Artenreichtum und Abundanz bei überwinternden Vögeln (Kapitel 5),
- Abundanz bei Feldhamstern (Kapitel 6),
- Abundanz bei Feldhase und Rehwild (Kapitel 7),

Außerdem wirken Blühflächen in die sie umgebende Landschaft hinein:

- Artenreichtum und Abundanz von Insekten und Spinnentieren sind in blühflächennahen Äckern gegenüber blühflächenfernen Äckern erhöht (Kapitel 3).
- Die Abundanz von Fasanen und Feldhasen in der Agrarlandschaft ist in Landschaften mit Blühflächen gegenüber Landschaften ohne Blühflächen erhöht (Kapitel 8).

- Mit zunehmender Anzahl an Blühflächen nimmt auch die Niederwildichte in einer Landschaft zu (Kapitel 8).

Insgesamt wurden auf bayerischen Blühflächen 1.041 Tierarten gefunden (Kapitel 3).

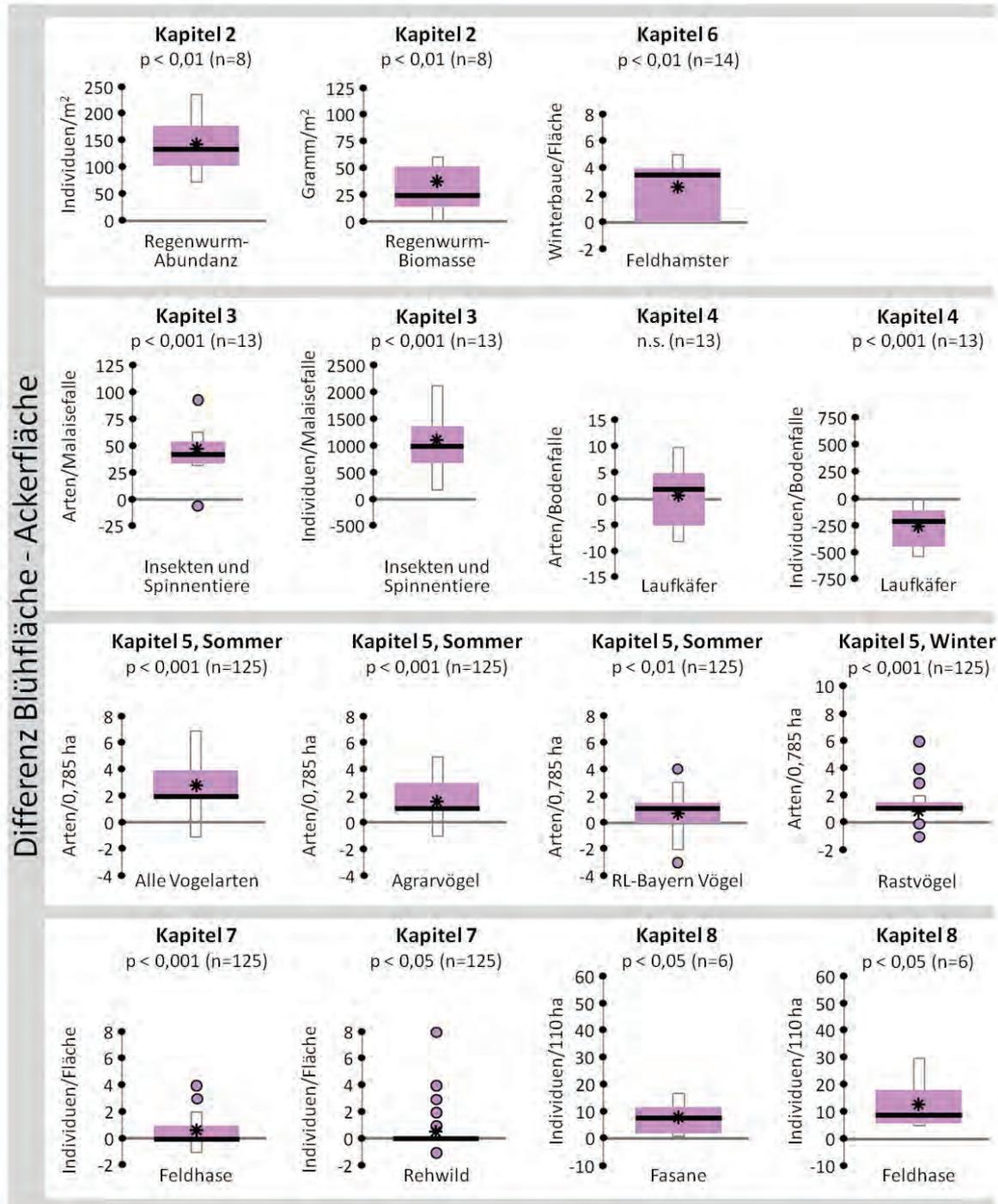


Abb. 49: Wichtige Ergebnisse aus Kapitel 2 bis Kapitel 8. Dargestellt sind die gepaarten Werte Blühfläche minus Ackerfläche. Werte > 0 bedeuten, dass Blühflächen einen höheren Wert (z. B. mehr Vogelarten) haben als die Vergleichsäcker. Angegeben sind Signifikanzniveau des Wilcoxon-Tests (p) und Stichprobengröße (n), Skalierung Y-Achse beachten.

9.2 Was können Blühflächen nicht leisten?

Vor allem seltene Insektenarten, die zum Beispiel auf spezielle Ackerwildkrautarten angewiesen sind oder auf magerem Grünland vorkommen, findet man nur selten auf Blühflächen (Kapitel 3, Kapitel 4). Laufkäfer, als typische Vertreter der auf der Bodenoberfläche lebenden Insekten und Spinnentiere, sind in Blühflächen weniger häufig, allerdings mit einem tendenziell höheren Reichtum an Arten vorkommend als in Maisfeldern (Kapitel 4). Außerdem ist die hohe und dichte Vegetationsstruktur von Blühflächen zumindest im dritten Jahr für Vögel der offenen Feldflur wie Feldlerchen und Wiesenschafstelzen nicht sehr attraktiv (Kapitel 5). Für diese Arten bieten sich eventuell einjährige Selbstbegrünungen oder bestimmte produktionsintegrierte Maßnahmen, wie Lerchenfenster oder doppelter Saatreihenabstand bei Verzicht auf Herbizidbehandlung an.

Tab. 36: Merkmale einer optimalen Blühfläche. Fett dargestellt sind eigene Ergebnisse, nicht fett bedeutet aus der Literatur entnommen, Details finden sich in den jeweiligen Kapiteln.

Merkmal	Optimale Ausprägung	Erläuterungen	Details
Saatgut	Artenreich, Kräuter, keine Gräser	Schwebfliegen (allgemein Bestäuber) profitieren von reichhaltigem Blütenangebot	Kapitel 3
Größe	Je größer, desto besser; Flächen besser als Streifen	Auf der Bodenoberfläche lebende Arthropoden, Niederwild und Vögel nehmen mit Blühflächengröße zu ; optimale Größe abhängig von betrachteter Tierart	Kapitel 4, Kapitel 5, Kapitel 7
Standzeit	5-7 Jahre (Blühflächen haben ein „Verfallsdatum“)	Regenwürmer sind nach zwei Jahren Bodenruhe häufiger ; alte Blühflächen sind allgemein tierartenreicher als junge Blühflächen	Kapitel 2, siehe unten
Pflege	Keine Pflege; über den Winter alte Strukturen belassen	Ansprüche von Vögeln und Niederwild (und Insekten); alte Strukturen zur Nahrungssuche und als Deckung, wichtig auch im Winter	Kapitel 5, Kapitel 7, siehe unten
Lage	In intensiver Agrarlandschaft	In strukturarmen Landschaften haben Blühflächen einen größeren Effekt als in komplexen Landschaften: Niederwild, Vögel, Bestäuber	Kapitel 5, Kapitel 7, siehe unten
Siedlung	Nähe positiv	Alle Vögel, Agrarvögel aber auch Fasane sind in Siedlungsnähe häufiger	Kapitel 5, Kapitel 7
	Nähe negativ	Rebhühner dagegen meiden Siedlungen	Kapitel 5, Kapitel 7
Verkehr	Nähe negativ	Feldhasen sind in Straßennähe seltener	Kapitel 7
Wald	Nähe positiv	Goldammern, Feldhasen und Rehwild werden in der Nähe von Wäldern häufiger	Kapitel 5, Kapitel 7
	Nähe negativ	Agrarvögel, Fasane, Rebhühner werden in Waldnähe dagegen seltener	Kapitel 5, Kapitel 7

9.3 Die optimale Blühfläche

An Blühflächen werden viele Anforderungen gestellt. Schon allein aus agrarökologischer Sicht finden sich ganz verschiedene Ansprüche an eine Blühfläche. Eine Blühfläche in einem Feldhamsterprojekt (Kapitel 6) schaut eventuell ganz anders aus als eine Blühfläche, die für Bestäuber optimiert wurde (Kapitel 3). Die optimale Blühfläche kann es somit nicht geben. Es lassen sich aber einige allgemeingültige Aussagen machen (Tab. 36). Vor allem sollten Blühflächen

- mit kräuterreichem Saatgut angelegt werden,
- eine Mindestgröße haben,
- mehrjährig sein und
- nicht gepflegt werden (Tab. 36).

9.4 Blühflächen im Landschaftskontext

Blühflächen sind nicht unabhängig von der sie umgebenden Landschaft zu betrachten. In einfach strukturierten, intensiv genutzten Ackerbauregionen ist der Effekt von Blühflächen größer als in komplexen Landschaften mit vielen halbnatürlichen Habitaten und ökologisch aufgewerteten Flächen. Dies zeigen die eigenen Untersuchungen bei Vögeln und Niederwild (Tab. 36) und zahlreiche externe Untersuchungen, die zum Beispiel in SCHEPER et al. (2013) sowie TSCHARNTKE et al. (2011) zusammenfassend dargestellt sind. Es sollte immer das Ziel sein, Blühflächen in intensiv genutzten Agrarlandschaften zu etablieren.

Auch wenn die einzelne Blühfläche in intensiven Ackerbauregionen einen größeren Effekt hat, sind Landschaften mit wenigen Blühflächen und anderen ökologischen Vorrangflächen gegenüber Landschaften mit vielen ökologischen Vorrangflächen faunistisch verarmt. Beim Niederwild, wo mit Zunahme der Blühflächen auch das Niederwild zunahm, konnten wir diesen Effekt für die niederbayerischen Gäulagen nachweisen (Kapitel 8). Deswegen sollte es einen Mindestwert an solchen Flächen in der Agrarlandschaft geben. Es gibt einen weitgehenden Konsens, dass der Agrarraum mit zehn Prozent an – je nach Autor – naturnahen Strukturen, ökologisch und landeskulturell bedeutsamen Flächen (ÖLF) oder ökologischen Vorrangflächen ausgestattet sein sollte, um die Biodiversität und die ökologische und landeskulturelle Funktionsfähigkeit zu erhalten (FLADE et al. 2003, GUNTERN et al. 2013, HERZOG & WALTER 2005, IAB-LfL 2013, UMWELTBUNDESAMT 2010). HERZOG und WALTER (2005) fordern immerhin mindestens fünf Prozent ökologisch wertvoller Ausgleichsflächen für die Förderung von Feldhasen in den Ackerbaugebieten der Schweiz.

Blühflächen sind kein vollwertiger Ersatz für andere ökologische Vorrangflächen wie Hecken, Feldgehölze, extensiv genutztes Grünland und andere Dauerstrukturen. Blühflächen sind aber ein sehr wichtiger Baustein für die Ausgestaltung einer artenreichen Agrarlandschaft.

Im Prinzip sollten Blühflächen so lange als möglich erhalten bleiben. Regenwürmer reagieren zeitverzögert auf die Bodenruhe (Kapitel 2). Die Häufigkeit von räuberischen Insekten und Spinnentieren und ganz allgemein überwinterten Insekten nehmen über die Jahre hinweg zu. Von diesem Standpunkt aus heißt "je älter desto besser" (DENYS & TSCHARNTKE 2002, VAN BUSKIRK & WILLI 2004). Allerdings liegt das optimale Alter ei-

ner Blühfläche bei wahrscheinlich fünf bis sieben Jahren. Hintergrund ist, dass mit zunehmendem Alter eine Vegetationssukzession einsetzt, die zu Ausbildung von Dominanzbeständen und einer Reduktion des Pflanzenartenreichtums führt. Dies führt zur Abnahme von Blütenbesuchern und somit zu einer faunistischen Verarmung (TSCHARNTKE et al. 2011).

Wann immer es möglich und vertretbar ist, sollte man auf eine Mahd oder ein Mulchen von Blühflächen verzichten. Abgestorbene Vegetation mit ihren Strukturen findet man sonst in der Agrarlandschaft selten. Wiesen, Böschungen und Randstreifen werden im Herbst gemulcht oder gemäht und so „für den Winter“ vorbereitet. Dabei werden die Strukturen zerstört, die für überwinternde und nahrungssuchende Vögel, für Niederwild, das Deckung sucht und für oberirdisch überwinternde Insekten, überlebenswichtig sind. Die abgestorbenen Pflanzen aus dem Vorjahr sind zur Brutzeit unverzichtbare Lebensräume, zum Beispiel für die Dorngrasmücke. Den Mehrwert einer nicht gepflegten Blühfläche sollte man unbedingt erhalten. Im Einzelfall kann sich bei größeren Blühflächen, nicht aber bei Blühstreifen, eine abschnittsweise Mahd positiv auf die Biodiversität auswirken; konkurrenzschwächere Kräuter profitieren und der Blütenaspekt tritt wieder in den Vordergrund.

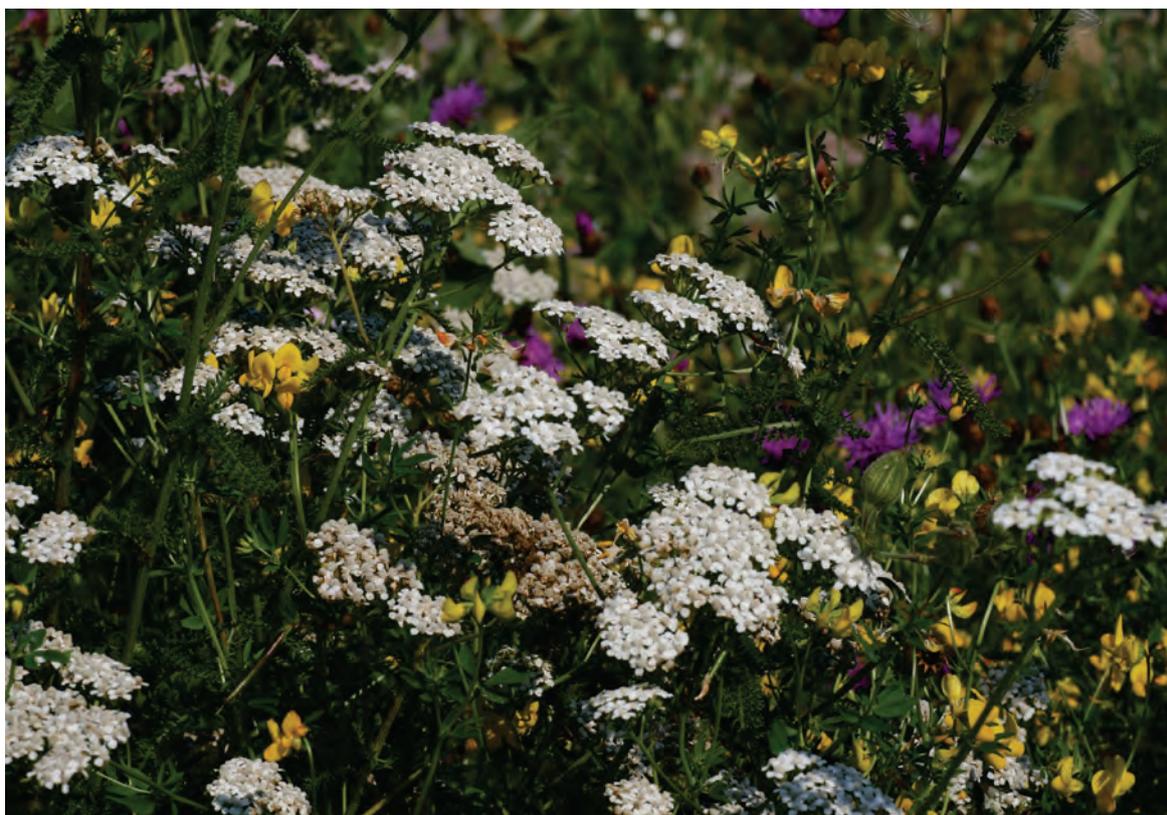


Abb. 50: Blühfläche in Oberbayern angelegt 2009, Aufnahmedatum 24.7.2011.

9.5 Literatur

- DENYS, C., TSCHARNTKE, T. (2002): Plant-insect communities and predator-prey ratios in field margin strips, adjacent crop fields, and fallows. – *Oecologia* 130, 315-324.
- FLADE, M., PLACHTER, H., HENNE, E., ANDERS, K. (Hrsg.) (2003): Naturschutz in der Agrarlandschaft. Ergebnisse des Schorfheide-Chorin-Projektes. – Quelle & Meyer Verlag, 388 S.
- GUNTERN, J., LACHAT, T., PAULI, D., FISCHER, M. (2013): Flächenbedarf für die Erhaltung der Biodiversität und der Ökosystemleistungen in der Schweiz. – Forum Biodiversität Schweiz der Akademie der Naturwissenschaften SCNAT, Bern, 219 S.
- IAB-LfL, INSTITUT FÜR ÖKOLOGISCHEN LANDBAU, BODENKULTUR UND RESSOURCENSCHUTZ AN DER BAYERISCHEN LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (2013): Ökologische und landeskulturell bedeutsame Flächen (ÖLF). – www.lfl-bayern.de/iab/kulturlandschaft/026854/ (aufgerufen am 9.12.2013).
- UMWELTBUNDESAMT (UBA) (2010): Umsetzung der Verordnung (EG) 1107/2009 und der Richtlinie 128/2009/EG in Deutschland: Maßnahmen zum Schutz der biologischen Vielfalt auf Agrarflächen vor den Auswirkungen der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln, Kurzfassung. – www.nap-pflanzenschutz.de/fileadmin-/SITE_MASTER/content/Dokumente/Grundlagen/Forum/Umsetzung_Richtlinie.pdf (aufgerufen am 4.12.2013).
- VAN BUSKIRK, J., WILLI, Y. (2004): Enhancement of farmland biodiversity within set-aside land. – *Conservation Biology* 18, 987-994.
- 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* 16, 912-920.
- TSCHARNTKE, T., BATÁRY, P., DORMANN, C.F. (2011): Set-aside management: How do succession, sowing patterns and landscape context affect biodiversity? – *Agriculture, Ecosystems and Environment* 143, 37-44.

10 Recommendations for the establishment of sown flower-rich fields from a faunistic point of view

Sown flower-rich fields, fallows and set-asides have a key role for the conservation of biodiversity in the agricultural landscape (FLADE et al. 2003).

10.1 What sown flower-rich fields are able to accomplish

From a faunistic point of view sown flower-rich fields are a success story in Bavaria. They increase species diversity (number of species) and/or the abundance (number of individuals) of all animal groups investigated (Abb. 49). Against agricultural fields sown flower-rich fields show a higher

- biomass and abundance of earthworms (chapter 2),
- species diversity and abundance of arthropods (chapter 3),
- species diversity and abundance of birds and agricultural birds as well as species diversity of birds of the Bavarian Red List (chapter 5),
- species diversity and abundance of wintering birds (chapter 5),
- abundance of common hamsters (chapter 6),
- abundance of the European hare and roe deer (chapter 7).

Additionally sown flower-rich fields have effects on the surrounding landscape:

- Species diversity and abundance of arthropods are higher in fields close to sown flower-rich fields compared to distant fields (chapter 3).
- The abundance of pheasants and European hares in the agricultural landscape is higher in landscape with sown flower-rich fields compared to those without (chapter 8).
- An increased amount of sown flower-rich fields leads to a higher density of small game in the landscape (chapter 8).

Altogether 1,041 animal species have been mapped on sown flower-rich fields in Bavaria (chapter 3).

10.2 What sown flower-rich fields are unable to accomplish

The sown flower-rich fields only sometimes hold particularly rare species of insects, e.g. those depending on special wild herbs of agricultural fields or only occurring on nutrient-poor grasslands (chapter 3, chapter 4). Carabid beetles as typical examples of the epigeic arthropods are less frequent in sown flower-rich fields but tend to show a higher species diversity than in maize fields (chapter 4). Additionally, the high and dense vegetation structure of sown flower-rich fields are, at least during their third year, less attractive for birds of the open landscape such as sky larks or the blue-headed wagtail (chapter 5). Suitable measures for those species are perhaps annual natural succession, or certain measures integrated into production, such as uncultivated patches for skylarks or a double distance of seed rows including the avoidance of herbicides.

10.3 The ideal sown flower-rich field

Considerable demands are being made on sown flower-rich fields. Let alone from an agricultural point of view there are very diverse requirements. A sown flower-rich field in a project for the common hamster (chapter 6) can differ fundamentally from a sown flower-rich field optimised for pollinators (chapter 3).

Tab. 37: Characteristics of an ideal sown flower-rich field; the own results are printed bold, results from literature are printed regular, for details see the respective chapters

Characteristics	ideal conditions	annotiations	details
Seeds	species-rich, herbs, no grass species	hover flies (pollinators in general) benefit from the wealth of flowers	Chapter 3
Size	the bigger the better	the number of epigaeic arthropods, small game and birds increases depending of the size of the fields ; ideal size depending on the respective animal species	Chapter 4, Chapter 5, Chapter 7
Age	5-7 years (sown flower-rich fields have a 'date of expiry')	more earthworms after two years of soil rest time , usually more animal species on older sown flower-rich fields compared to new sites	Chapter 2, see below
Maintenance	no maintenance; during winter old structures should be left	demands of birds and small game (and insects); old vegetation structures for foraging and as cover, also important in winter	Chapter 5, Chapter 7, see below
Location	in intensive agricultural landscape	in poorly structured landscapes sown flower-rich fields have a stronger effect than in complex landscapes: small game, birds, pollinators	Chapter 5, Chapter 7, see below
Settlements	proximity positive	abundance all birds, abundance agricultural birds, pheasants	Chapter 5, Chapter 7
	proximity adverse	partridge	Chapter 5, Chapter 7
Traffic	proximity advers	European hare	Chapter 7
Forest	proximity positive	yellowhammer, European hare, roe deer	Chapter 5, Chapter 7
	proximity negative	species and abundance agricultural birds, pheasant, partridge	Chapter 5, Chapter 7

There is no individual ideal of a sown flower-rich field but there are several generally valid statements. Above all sown flower-rich fields should

- consist of seed material with a high amount of herbs,
- have a minimum size,
- be perennial,
- not be cultivated (Tab. 37).

10.4 Sown flower-rich fields in the context of the landscape

Sown flower-rich fields cannot be not be looked upon in isolation from the surrounding landscape. In simply structured and intensively used agricultural regions the effect of sown flower-rich fields is higher than in complex landscapes with many semi-natural habitats and ecologically enhanced sites. These findings are confirmed by own investigations on birds and small game (Tab. 37) and numerous external investigations, which have been summarised e.g. by SCHEPER et al. (2013) as well as by TSCHARNTKE et al. (2011). It should be the aim to establish sown flower-rich fields in all agricultural landscapes.

Although the individual sown flower-rich field in intensively used agricultural regions is very effective, landscapes with few sown flower-rich fields and other ecological priority zones have an impoverished fauna compared to landscapes with numerous ecological priority zones. Regarding small game this effect could be proven for the fertile landscape region of the 'Gäulagen' in Lower Bavaria, with the number of small game increasing after establishing additional sown flower-rich fields (chapter 8). There should be a minimum amount of such sites in the agricultural landscape. There is a broad agreement that the agricultural landscape should include about 10 % of - depending on the author - near-natural structures, ecologically and culturally important sites or ecological priority zones in order to maintain biodiversity and the functional capability of ecology and regional culture (Flade et al. 2003, Guntern et al. 2013, Herzog & Walter 2005, IAB-LfL 2013, Umweltbundesamt 2010). Herzog and Walter (2005) require at least five percent of ecologically valuable compensation sites in order to promote the European hare in the agricultural landscape in Switzerland.

Sown flower-rich fields are not an adequate compensation for other ecological priority sites such as hedgerows, copses, extensively used grasslands and other permanent structures. They however are a very important component for the establishment of an agricultural landscape with a high diversity of species.

Generally, sown flower-rich fields should be maintained as long as possible. Earthworms react with a temporal delay on the soil rest (chapter 2). The frequency of predatory arthropods such as spiders, and generally of all hibernating insects increases over the years. From this point of view "the older" means "the better" (Van Buskirk & Willi 2004, Denys & Tschardtke 2002). The ideal age though for sown flower-rich fields is assumed to be five to seven years, owing to the fact that increasing vegetation succession leads to the development of dominant stands and to a reduction of species diversity. This leads to a decrease of flower-visiting insects (Tschardtke et al. 2011).

Whenever possible the mowing or mulching of sown flower-rich fields should be avoided. Dead vegetation with its structures has become rare in the agricultural landscape. Meadows, slopes and margins are mowed or mulched in autumn as "preparation for the winter".

This measure destroys structures required by wintering or foraging birds, small game as a cover or for insects hibernating above ground for their survival.

For the common whitethroat, for example, the old plant stands of the previous year are indispensable components for its breeding habitat. The added value of an unmown sown flower-rich field should necessarily be maintained. In some cases it might improve biodiversity for larger fields to mow the site in sections; this supports less competitive herbs, and the flower aspect comes to the fore again.

11 Danksagung

Die Projektfinanzierung erfolgt durch das Bayerische Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (StMELF) und aus Mitteln der Bayerischen Jagdabgabe. Helene Bauer und Reinhard Menzel danke ich sehr für die Bereitstellung der Projektmittel und für ihre interessierte Begleitung des Projekts.

Rudolf Rippel hat mir ermöglicht, in seinem Haus zu arbeiten. Viele Mitarbeiter des Instituts haben an meinem Projekt Anteil genommen und zum Gelingen der Arbeit beigetragen.

Dr. Harald Volz von der Arbeitsgruppe IAB 4a „Kulturlandschaft und Biodiversität“ danke ich besonders für seine umfassende Unterstützung und Mitwirkung im Projekt und bei der Schriftenreihe.

Von den Experten möchte ich Dr. Giesela Merkel-Wallner besonders herausheben. Sie hat 20.000 Schwebfliegen in Rekordzeit für die Diplomarbeit von Philipp Wieland bestimmt.

Den Mitarbeitern an den Fachzentren Agrarökologie gilt mein besonderer Dank. Sie waren das Bindeglied zu den Landwirten und holten die Einverständnisse der Landwirte für verschiedene Probenahmen ein, was vor allem in Unterfranken durch Irma Geyer und Kornelia Vogt und in Niederbayern durch Christine Klampfl und Helmar Prestele bei sehr hohem Arbeitsaufwand zeitnah und sehr zuverlässig erledigt wurde. Aber auch den Mitarbeitern in Mittelfranken (Maria Stichlmair), Oberfranken (Hans Matussek), Oberbayern (Manfred Pohl) und Schwaben (Rainer Mendle) möchte ich für die gute Zusammenarbeit meinen Dank aussprechen.

Dr. Ullrich Benker hat mir dankenswerter Weise ganz unbürokratisch einen Arbeitsplatz in seinem Labor zur Verfügung gestellt, was unseren Insektensortierungen einen würdigen Rahmen gab. Dr. Sabine Heinz war bevorzugte Ansprechpartnerin bei allen allgemeinen ökologischen Fragen bis hin zu Auswertungsproblemen. Dringend notwendige statistische Beratung leisteten in nicht unbedeutendem Umfang Johannes Burmeister, Thomas Eckl, Dr. Martin Gossner und Dr. Sabine Heinz. Bei den umfangreichen GIS-Auswertungen wurde ich von Jutta Kotzi, Melanie Treisch und Jochen Weigand unterstützt. Jutta Kotzi und Dr. Siegfried Springer erfassten die Vegetation auf der Demonstrations-Blühfläche auf dem LfL-Gelände. Nicht zuletzt ist Paul Seethaler für die wunderschönen Abbildungen verantwortlich und Ingeborg Schick entlastete mich bei der Projektabrechnung und vielen weiteren Tätigkeiten.

Herzlich danken möchte ich auch den Verfassern der Qualifizierungsarbeiten Michael Bachl-Staudinger, Steffen Baumholzer, Nadine Karl, Ambros Köppl, Kim Müller, Corinna Weidinger und Philipp Wieland, die sich mit sehr hohem Engagement den unterschiedlichsten Fragen zu den Blühflächen widmeten. Dies wäre nicht ohne die dahinter stehenden universitären Einrichtungen möglich gewesen, so dass auch dorthin mein Dank geht. Dies waren: (1) Hochschule Weihenstephan-Triesdorf, Fakultät für Wald und Forstwirtschaft, Wildtiermanagement und Jagdlehre, M. Sc. Fiona Schöfeld, (2) Technische Universität München, Wissenschaftszentrum-Weihenstephan, Lehrstuhl für Ökologischen Landbau und Pflanzenbausysteme, Prof. Dr. Kurt Jürgen Hülsbergen und Lehrstuhl für Renaturierungsökologie, Prof. Dr. Johannes Kollmann, Dr. Christina Fischer, (3) Julius-Maximilians-Universität Würzburg, Lehrstuhl für Tierökologie und Tropenbiologie (Zoologie III), Prof. Dr. Ingolf Steffan-Dewenter, Dr. Andrea Holzschuh, Sebastian Hopfen-

müller und (4) TU Dresden, Institut für Forstbotanik und Forstzoologie, Prof. Dr. Mechthild Roth.

Wertvolle Hilfen im Freiland und bei den umfangreichen Sortierarbeiten leisteten Julian Fricke, Michaela Geißendörfer, Christian Hofmann, Ambros Köppl, Tobias Menig, Christina Sann und Lara Wolf.

Korrektur gelesen haben Dr. Sabine Heinz, Jutta Kotzi, Ingeborg Schick und Felix Weiß. Die englischen Texte stammen von Elisabeth Fisel.

Der Deutsche Wetterdienst, Abteilung Agrarmeteorologie, Außenstelle Weihenstephan stellte die Klimadaten zur Verfügung. Die Insektenfänge wurden durch die Naturschutzbehörden der Regierung von Oberfranken, Mittelfranken, Unterfranken und Niederbayern genehmigt.