



Simon DIETZEL, Fabian SAUTER, Michaela MOOSNER, Christina FISCHER und Johannes KOLLMANN

Blühstreifen und Blühflächen in der landwirtschaftlichen Praxis – eine naturschutzfachliche Evaluation

Abbildung 1

Ein Blühstreifen mit eingesäter KULAP-Mischung im bayerischen Tertiärhügelland, Sommer 2018 (Foto: Anja Grünwald).

Die Intensivierung der Landwirtschaft hat zu starken Biodiversitätsverlusten geführt. Um dem entgegenzuwirken, wurden Agrarumweltmaßnahmen (AUM) wie zum Beispiel Blühstreifen und Blühflächen von der EU eingeführt. Die vorliegende Literaturstudie fasst die faunistischen Effekte dieser AUM, basierend auf den wissenschaftlichen Publikationen der Jahre 2009–2018, zusammen. Zwei Drittel der 48 Veröffentlichungen fanden positive Effekte von Blühflächen auf die Anzahl oder Häufigkeit von Tierarten, vor allem bei Käfern und Spinnen. Neben Vögeln und Kleinsäugetern standen hauptsächlich Arthropoden im Fokus der Untersuchungen. Keine positiven Effekte traten bei seltenen Insektenarten auf. Günstige Effekte auf die Agrarlandschaft zeigten sich bei Arthropoden, Feldhasen und Fasanen in blühflächen-nahen Äckern. Insgesamt führen Blühflächen je nach Kontext und Zielsetzung zur Aufwertung von Landschaften. Zu wenige vergleichende Untersuchungen liegen bisher zu unterschiedlichen AUM sowie zu Auswirkungen bestimmter Saatgutmischungen vor. Zur Wirkungssteigerung könnten Blühflächen in Zukunft strategisch mit Gewässerrandschutz und Ackerwildkrautschutz kombiniert werden, wozu jedoch eine verbesserte Beratung der Landwirte nötig wäre.

1. Förderung der Biodiversität durch Agrarumweltmaßnahmen

Die wissenschaftlichen und gesellschaftlichen Debatten des Naturschutzes fokussieren derzeit auf den Rückgang der Biodiversität, insbesondere

der Insekten. Neben den aktuell von HALLMANN et al. (2017) nachgewiesenen massiven Verlusten von Insekten in Naturschutzflächen, konnte dieser Trend auch für Normallandschaften und auf höheren trophischen Ebenen gezeigt werden



Abbildung 2

Beispiele für Blühflächen und Blühstreifen in Bayern im Sommer 2018 mit (a) eingesäten Wildpflanzen bei Titting (Fränkische Alb) sowie (b) einjährigen Zierpflanzen bei Langenbach (Tertiärhügelland; Fotos: Johannes Kollmann).

(BIESMEIJER et al. 2006; BOWLER et al. 2019; SÁNCHEZ-BAYO & WYCKHUYS 2019). Insekten kommen in allen Lebensräumen vor und erfüllen eine Vielzahl an Funktionen. Sie bestäuben Pflanzen, breiten Samen aus, bauen Biomasse ab und bilden die Nahrungsgrundlage vieler Amphibien, Reptilien, Vögel und Kleinsäuger (YANG & GRATTON 2014). Da viele Insektenarten recht schnell auf Umweltveränderungen reagieren, sind sie wichtige Indikatoren für den Zustand von Ökosystemen und Landschaften (MCGEOCH 1998; KOTZE et al. 2011). Daher ist die Entwicklung von Maßnahmen für eine verbesserte Landnutzung zur Förderung der Insekten eine aktuelle Herausforderung des Naturschutzes und der Renaturierung (STADLMANN & ADELMANN 2019).

In vielen Agrarlandschaften hat die landwirtschaftliche Intensivierung der letzten Jahrzehnte zu erheblichen Verlusten der Biodiversität und der daraus resultierenden Ökosystemleistungen geführt (STOATE et al. 2001). Davon besonders betroffen sind Ackerwildpflanzen, welche über die Nahrungsnetze entscheidend zur biologischen Vielfalt beitragen (STORKEY et al. 2012). Um diesen Biodiversitätsverlusten entgegenzuwirken, wurden Agrarumweltmaßnahmen (AUM) von der Europäischen Union eingeführt. Dazu zählen neben Programmen zum Boden-, Gewässer- und Klimaschutz auch Maßnahmen zur Förderung der Artenvielfalt, wie die Anlage von Blühstreifen und -flächen (Abbildung 1). Diese AUM wurden zuletzt von HAALAND et al. (2011) evaluiert und werden im Folgenden „Blühflächen“ genannt. Dabei handelt es sich um landwirtschaftliche Flächen, auf denen Saatgutmischungen aus ein- und mehrjährigen Wild- sowie Kulturpflanzen ausgebracht wurden (Abbildung 2a).

Durch die Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik für den Zeitraum 2014–2020, welche den Mitgliedsstaaten mehr Flexibilität in der Gestal-

tung von AUM überträgt (PE'ER et al. 2014), kam es auch zu Veränderungen der Blühflächenprogramme. So hat in Deutschland jedes Bundesland eigene AUM-Programme (Kasten 1); europaweit gibt es für die meisten Länder und viele Regionen Programme, die sich stark in Flächengröße, Management und Saatgutmischungen unterscheiden. In Bayern wurde im Rahmen des Kulturlandschaftsprogramms Teil A (KULAP-A) für die Förderperiode 2007–2013 (A36) das Anlegen von Blühflächen als Maßnahme zur Steigerung der Biodiversität eingeführt (WAGNER et al. 2014). Die Dauer der Förderung war 1–5 Jahre; zusätzlich werden jährlich wechselnde Flächen mit spezieller Saatmischung seit dem Jahr 2014 unterstützt. Neben staatlich geförderten Maßnahmen wie dem bayerischen KULAP, gibt es weitere regionale Angebote durch Organisationen wie dem Bayerischen Bauernverband („Blühende Rahmen“ um Maisfelder) oder das „Netzwerk Blühende Landschaft“, die unterschiedliche Saatmischungen und -herkünfte vorsehen, die zum Teil aber auch Zierpflanzen beinhalten (Abbildung 2b).

Generell ist belegt, dass sich die Anlage von AUM, unter anderem von Blühflächen, positiv auf die Häufigkeit und Diversität von Insekten auswirkt (HAALAND et al. 2011) und auch Feldvögel und Kleinsäuger profitieren von mehrjährigen Ansaaten (ARLETTAZ et al. 2010; FISCHER & WAGNER 2016; HOMBERGER et al. 2017). Neben der Förderung bestimmter Tiergruppen können AUM auch zur Unterstützung ökologischer Funktionen beitragen, wie zum Beispiel der natürlichen Schädlingskontrolle durch Begünstigung von Nützlingen (BALMER et al. 2013; TSCHUMI et al. 2016) oder der gesteigerten Bestäubungsleistung wildlebender Insekten (BALZAN et al. 2014; BLAAUW & ISAACS 2014).

Einige vergleichende Untersuchungen konnten allerdings nur moderate Effekte auf die faunistische Biodiversität feststellen, und seltene und gefährdete

Überblick über Randstreifenprogramme, welche im Rahmen von Agrarumweltmaßnahmen (AUM) in Deutschland gefördert werden (2014–2020).

Die folgenden **Maßnahmentypen** gibt es derzeit in den deutschen Bundesländern:

- Ein- und mehrjährige Blühstreifen und -flächen (Baden-Württemberg, Bayern, Hamburg, Hessen, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen und Bremen, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, Saarland, Sachsen, Sachsen-Anhalt, Schleswig-Holstein, Thüringen)
- Ackerrandstreifen (Hessen, Thüringen)
- Schonstreifen mit Kulturpflanzen, unter anderem Getreide (außer Mais), Raps, Leguminosen, Ackerfutterpflanzen (Niedersachsen und Bremen, Sachsen)
- Selbstbegrünte Schonstreifen (Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen-Anhalt, Schleswig-Holstein, Thüringen)
- Gewässer- und Erosionsschutzstreifen mit grasbetonten Saatgutmischungen (Bayern, Hessen, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen und Bremen, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, Thüringen)
- Brachen (Sachsen, Schleswig-Holstein, Bayern)

Verpflichtungszeitraum beträgt fünf Jahre; jährlicher Flächenwechsel ist zulässig bei 18 von 46 Maßnahmen

Mindestgröße bei Streifen 5–36 m Breite, bei Flächen > 0,05 ha

Pflege oder Bewirtschaftung

- Ein- und mehrjährige Blühstreifen und -flächen: Einsatz von Blühmischungen; Nutzung des Aufwuchses in der Regel nicht zulässig
- Ackerrandstreifen: keine Pflegemaßnahmen von Ansaat bis Ernte
- Schonstreifen mit Kulturpflanzen: eingeschränkte Bewirtschaftung
- Selbstbegrünte Schonstreifen: ohne Bewirtschaftung, eventuell Bodenbearbeitung oder Pflegeschnitt
- Gewässer- und Erosionsschutzstreifen: Einsatz von grasbetonten Saatgutmischungen; Mahd oder Mulchen, Nutzung des Aufwuchses zulässig
- Brachen: grundsätzlich keine Bewirtschaftung, eventuell gelegentlich Pflegeschnitt oder Bodenbearbeitung

Düngung und Pestizide

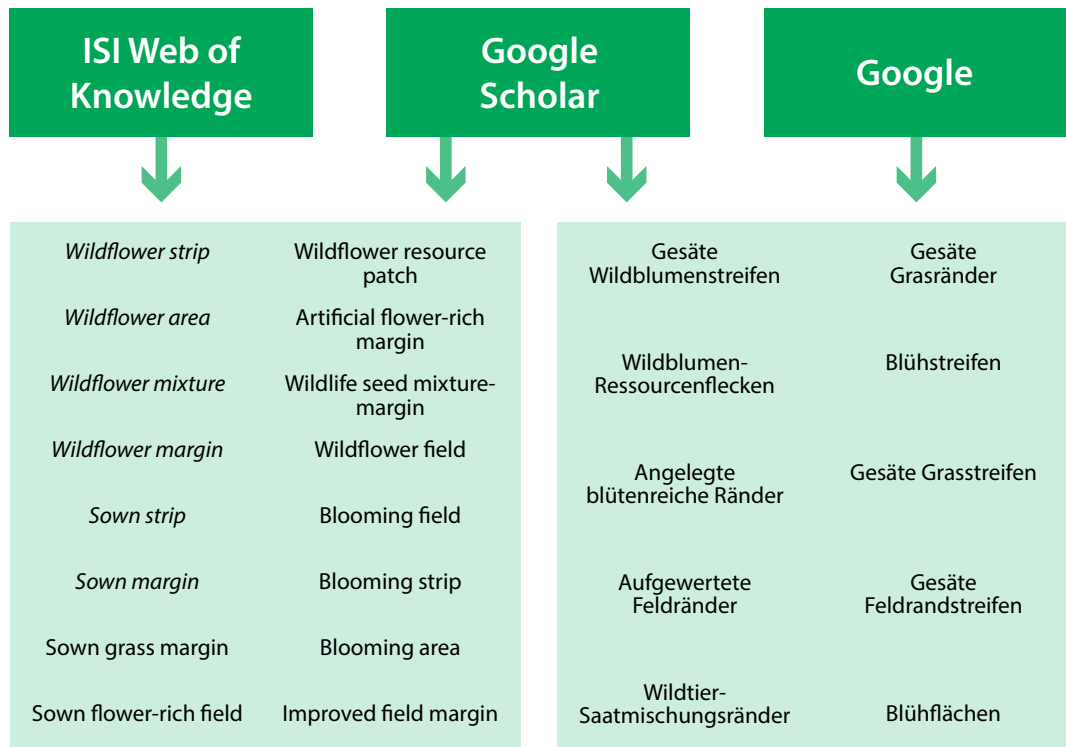
In der Regel Verbot stickstoffhaltigen Düngers und chemischer Pflanzenschutzmittel

Höhe der Förderung

- Ein- und mehrjährige Blühstreifen und -flächen: 490–1.200 Euro/ha⁻¹
- Ackerrandstreifen: 660–840 Euro/ha⁻¹
- Schonstreifen mit Kulturpflanzen: 313–1.150 Euro/ha⁻¹
- Selbstbegrünte Schonstreifen: 540–670 Euro/ha⁻¹
- Gewässer- und Erosionsschutzstreifen: 540–1.100 Euro/ha⁻¹
- Brachen: 450–880 Euro/ha⁻¹

Abbildung 3

Englische und deutsche Fachbegriffe zur ökologischen Wirkung von Blühflächen in der Agrarlandschaft. Die Literaturrecherche wurde in drei Datenbanken durchgeführt; die bereits in dem Übersichtsartikel von HAALAND et al. (2011) verwendeten Begriffe sind kursiv gesetzt.



Arten profitieren meist nicht von den bisher angewandten Maßnahmen (KLEIJN & SUTHERLAND 2003; KLEIJN et al. 2006). Daher wird eine differenziertere Formulierung der Ziele sowie deren Überprüfung insbesondere bei Blühflächen gefordert (KLEIJN et al. 2011; SCHEPER et al. 2013; EKROOS et al. 2014). Nicht zuletzt wegen der veränderten Umweltbedingungen durch Klima- und Landnutzungswandel müssen die Agrarumweltprogramme kritisch bewertet und gezielt angepasst werden. Aufgrund der Heterogenität der Programme sind Vergleiche ihrer Wirksamkeit sowie eine Übertragung in eine verbesserte Praxis nötig, aber auch schwierig. Die Vielfalt von Blühflächentypen führt zu einer gewissen Unübersichtlichkeit, unter anderem der biotischen Effekte. Der vorliegende Beitrag bietet einen aktuellen Überblick zu den faunistischen Effekten.

Bereits OPPERMANN et al. (2013) forderten eine evidenzbasierte Beratung der Landwirte zu Blühflächen hinsichtlich ökologischer Hintergründe, räumlicher Lage und Standortansprüche, Auswahl des Saatgutes, Aussaat und Pflege sowie Einbindung in den betrieblichen Ablauf. Um Vorschläge für die zukünftige Praxis zu erarbeiten, werden die bestehenden Blühflächen-Programme mit anderen AUM, wie zum Beispiel Randstreifen ohne Ansaat, verglichen. Ziel der vorliegenden Literaturstudie ist es, die folgenden Fragen bezüglich faunistischer Effekte zu beantworten:

1. Wie ist der naturschutzfachliche Ist-Zustand der Blühflächen?
2. Welchen Einfluss hat die umgebende Landschaft?
3. Welche Unterschiede treten bei verschiedenen Saatgutmischungen auf?
4. Wie schneiden alternative AUM wie Ackerrandstreifen im Vergleich zu Blühflächen ab?

Aus den Ergebnissen wird eine naturschutzfachliche Bewertung und Optimierung von Blühflächen abgeleitet.

2. Aktuelle Literatur zu Blühflächen-Effekten

Um einen Überblick über die aktuelle Literatur zu den naturschutzfachlichen Effekten von Blühflächen zu erhalten, wurden Abfragen mit verschiedenen Suchbegriffen in der Literaturliteraturdatenbank „ISI Web of Science“, in der einschlägigen Fachliteratur und in Praxishandbüchern mit Google Scholar sowie mit der Google Freitextsuche durchgeführt (Abbildung 3). Um eine Vergleichbarkeit mit dem Übersichtsartikel von HAALAND et al. (2011) zu gewährleisten, wurden dieselben Suchbegriffe eingesetzt, etwas ergänzt und auf die vergangenen Dekade angewandt.

Nach der Übertragung in eine bibliografische Datenbank wurden die Publikationen mit Hilfe

Bereich	Bewertungskriterien
Publikation	Autor, Erscheinungsjahr, Titel, Region, Zielsetzung der Blühfläche, Fragestellung der Untersuchung, Quelle
Saatgut	Arten der Saatmischung, Samenherkunft, Aussaatdichte, Aussaatzeitpunkt, Verhältnis Wild- zu Kulturformen, Abstimmung der Mischung auf die Standortverhältnisse (trocken-feucht, mager-fett), Einsatz seltener Pflanzenarten
Standort	Alter der Blühfläche, Pflegeeingriffe, Bodenqualität, Größe und Form der Fläche, Art der Feldfrüchte, Bewirtschaftung (ökologisch, integriert, konventionell), Landschaftsmatrix
Faunistischer Effekt	Untersuchte Taxa, untersuchte Größen (Artenzahlen, Häufigkeiten etc.), Ökosystemfunktion (Bestäubung, Antagonisten et cetera), Monitoring (Dauer, vorher/nachher, Kontrolle, Flächen ohne Blüten, Feldränder et cetera), Methoden (Farbschalen, Barber-Fallen, Nisthilfen, Keschern, Barcoding et cetera), Richtung des Effekts (positiv, negativ, neutral), Signifikanz

der in Tabelle 1 genannten Kriterien untersucht. Neben Angaben zur Lage der Blühflächen wurden Saatguteigenschaften, der Standort in der Agrarlandschaft sowie die faunistischen Effekte (positiv, negativ oder neutral) notiert. Zum Vergleich des ökologischen Erfolges von Blühflächen mit dem anderer AUM wurden diejenigen Publikationen herangezogen, die neben Blühflächen auch Flächentypen begutachten, die anderen AUM ähnlich sind (Kasten 1). Die spezifische Ausgestaltung der AUM-Programme der Bundesländer wurden bei den zuständigen Behörden nachgefragt. Allerdings werden einige Maßnahmen nach der Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik nicht mehr oder nur zu einem geringen Anteil gefördert.

Um einen Überblick über Untersuchungen zum ökologischen Effekt von Blühflächen zu bekommen, wurde die Häufigkeit der Zielartengruppen erfasst. Insbesondere die faunistischen Effekte von Blühflächen wurden quantitativ analysiert, um herauszufinden, ob die Mehrheit der Studien einen positiven, neutralen oder negativen Effekt zeigt. Dazu wurden die Auswirkungen auf die Artenzahl und Häufigkeit der Arten erfasst. Weiterhin wurde untersucht, wie häufig Blühflächen im Vergleich zu anderen AUM einen Effekt auf die Zielarten zeigen.

3. Naturschutzfachlicher Zustand der Blühflächen

3.1 Allgemeine faunistische Effekte

Insgesamt konnten 38 englischsprachige empirische Studien im Zeitraum 2009–2018 sowie 19

deutschsprachige Artikel in die Auswertung aufgenommen werden, die seit HAALAND et al. (2011) erschienen sind. Die meisten Untersuchungen (17) wurden in der Schweiz durchgeführt, gefolgt von Deutschland (14). Weitere Studien fanden in Großbritannien (5), Belgien und Finnland (je 3), Italien (2) sowie je eine in Irland, den Niederlanden, Österreich oder europa-weit statt. Von diesen Studien zeigten sich bei 48 Untersuchungen, die sich bezüglich Artenzahl (88 %) oder Häufigkeit (82 %) überwiegend mit Arthropoden beschäftigten, faunistische Effekte. Als weitere Artengruppen wurden Vögel oder Säugetiere in jeweils weniger als 10 % der Studien untersucht. Blühflächen wurden am häufigsten mit Feldschlägen verglichen, gefolgt von Feldrändern und Grünland. Eine knappe Mehrheit der Studien zeigte einen positiven faunistischen Effekt von Blühflächen auf die Artenzahl (60 %) oder Häufigkeit (52 %). Allerdings wurden bei einem Drittel der Studien keine Effekte auf die Artenzahl (37 %) oder Häufigkeit (39 %) gefunden, ohne dass die methodischen, standörtlichen oder landschaftlichen Gründe dafür deutlich wurden.

Besonders oft wurden positive Effekte von Blühflächen auf die Artenzahl von Käfern oder Spinnentieren berichtet, weniger oft bei Schmetterlingen, Hautflüglern, Zweiflüglern und Wanzen (Abbildung 4). Betrachtet man die Häufigkeit dieser Gruppen, so gibt es besonders oft positive Effekte bei Hautflüglern und Käfern, etwas seltener bei Zweiflüglern, Spinnentieren, Schmetterlingen und Netzflüglern, und selten bei Wanzen und anderen Schnabelkerfen. Keinerlei Effekte wurden für

Tabelle 1

Kriterien der literaturbasierten naturschutzfachlichen Bewertung von Blühflächen und anderer AUM.

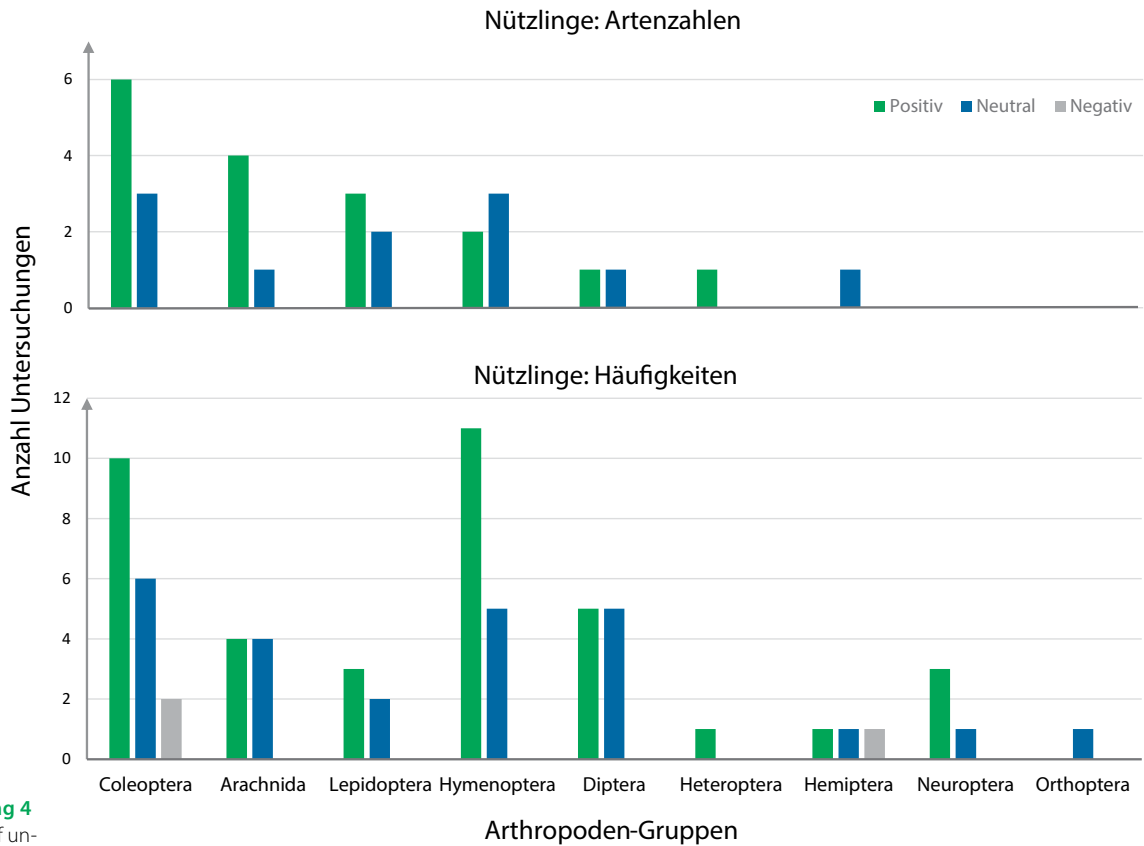


Abbildung 4
Blühflächen-Effekte auf unterschiedliche Arthropodenordnungen der Nützlinge mit Untersuchungen zu Artenzahlen und Häufigkeiten (2011–2018).

Heuschrecken berichtet. Bei vielen Gruppen wurden jedoch zum Teil nur neutrale Effekte der Blühstreifen gefunden.

Da sich Spinnentiere und zum Teil auch Käfer räuberisch ernähren, ist davon auszugehen, dass die Effekte hier hauptsächlich indirekt durch die Blühstreifen als Habitatstruktur entstehen, während zum Beispiel bei Haut- und Zweiflüglern die direkte Verbesserung des Nahrungsangebotes günstig wirkt. Als Grund für die Negativeffekte ist bei Spezialisten die geringe Vegetationsdeckung zu vermuten, die in älteren Blühflächen weniger wird, was die negativen Effekte bei Käfern erklären könnte (Abbildung 4). Bei Schmetterlingen zeigten sich in einigen Studien keine signifikanten Unterschiede in Artenzahl und Häufigkeit zwischen Blühstreifen und Grünland, die Zusammensetzung der Artengemeinschaft unterschied sich jedoch stark (zum Beispiel BLAKE et al. 2011; HAALAND & BERSIER 2011).

Insgesamt 44 % der Studien beschäftigten sich mit dem Effekt von Blühflächen für die biologische Schädlingskontrolle. Eine Mehrheit berichtete von positiven Effekten der Blühflächen auf die Vielfalt und Häufigkeit von Prädatoren, Bestäubern und anderen nützlichen Insekten (Abbildung 5). Einige Studien zeigten positive Effekte bei der Schädlings-

regulierung (BÖTZL et al. 2019). So war die Häufigkeit des Getreidehähnchens (*Oulema spec.*) in Wintergetreide mit angrenzenden Blühstreifen im Vergleich zu Feldern ohne Blühstreifen um 40 % reduziert, was sich in einer Verminderung von Getreideschäden von 61 % niederschlug (TSCHUMI et al. 2015). Verursacht wurde dieser Effekt durch erhöhte Häufigkeit von Nützlingen (Laufkäfer, Raubwanzen, Florfliegen, Marienkäfern) in den Blühstreifen und in ihrer direkten Umgebung. Bei Marienkäferlarven kam es zu einer Verstärkung des Effekts der Blühstreifen in Landschaften mit höherer Komplexität. Über unerwünscht begünstigende Effekte wurde nur bei schädlichen Wanzen und Fransenflüglern berichtet.

In den vergangenen zehn Jahren wurden nur in acht Studien negative faunistische Effekte von Blühflächen berichtet. Elf Studien erfassten die Effekte bei schädlichen Käfern, Wanzen, Faltern und Fransenflüglern, bei denen jedoch nur in 50 % der Fälle ein Rückgang gefunden wurde. Außerdem berichteten ANJUM-ZUBAIR et al. (2015) von geringerer Häufigkeit bei Laufkäfern, verursacht vermutlich durch höhere Deckung der Blühstreifen, während die Artenzahlen dieser Gruppe höher waren als im angrenzenden Feld. BALMER et al. (2013) machte ähnliche Beobachtungen bei Kurzflügelkäfern. Negative Effekte, welche bei Zikaden

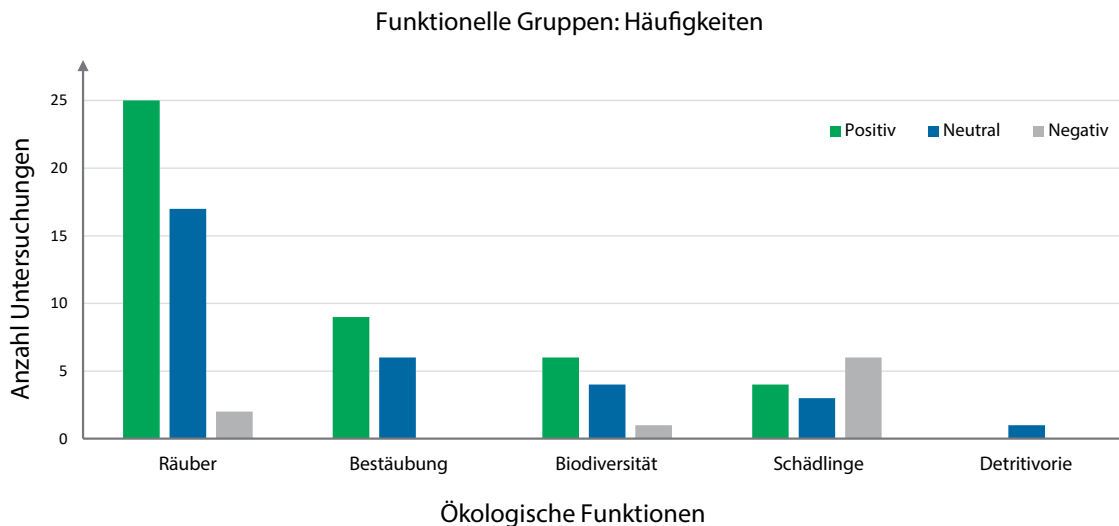


Abbildung 5
Häufigkeiten der in Abbildung 4 genannten Arthropodengruppen, gegliedert nach ihren funktionellen ökologischen Eigenschaften.

gefunden wurden, lassen sich durch ihre Ernährungsweise erklären, welche hauptsächlich an Gräser gebunden ist; daher weisen Blühstreifen im Vergleich zu Graskontrollflächen geringere Häufigkeiten auf (HUUSELA-VEISTOLA et al. 2016).

3.2 Blühflächeneffekte in Bayern

Bayerische Blühflächen zeigen ebenfalls meist positive faunistische Effekte, die von WAGNER et al. (2014) untersucht und zusammengefasst wurden. Blühflächen erhöhen gegenüber Äckern den Artenreichtum und/oder die Häufigkeit aller untersuchten Tiergruppen der Agrarlandschaft (Regenwürmer, Arthropoden, Vögel, Feldhamster, Feldhase und Rehwild; Abbildung 6). Außerdem können Blühflächen in die sie umgebende Landschaft hineinwirken, denn Artenreichtum und Häufigkeit von Arthropoden sind in blühflächen-nahen gegenüber blühflächen-fernen Äckern erhöht, Fasane und Feldhasen sind hier häufiger.

Keine positiven Effekte wurden bisher in Bayern bei seltenen Insektenarten gefunden, die zum Beispiel auf spezielle Ackerwildkrautarten angewiesen sind oder auf magerem Grünland vorkommen (WAGNER et al. 2014). Laufkäfer, als typische Vertreter der bodennahen Arthropoden, sind auch in bayerischen Blühflächen weniger häufig, allerdings mit einem tendenziell höheren Reichtum an Arten, verglichen zum Beispiel mit Maisfeldern. Außerdem ist die hohe und dichte Vegetationsstruktur von Blühflächen zumindest im dritten Jahr für Vögel der offenen Feldflur wie Feldlerchen und Wiesenschafstelzen weniger attraktiv. Für diese Arten bieten sich eventuell einjährige Selbstbegrünungen oder bestimmte produktionsintegrierte Maßnahmen, wie Lerchenfenster oder doppelter Saatreihenabstand bei Verzicht auf Herbizidbehandlung, an.

3.3 Steuerung der Blühflächeneffekte durch Ansaat, Flächengröße und Landschaft

Welche Faktoren steuern nun die vielen positiven Effekte von Blühflächen? – Eine exemplarische Studie zu Effekten der Ansaat stammt von PYWELL et al. (2011), die in England über drei Jahre vier unterschiedliche AUM auf großen Flächen gleichbleibender Größe untersucht haben. Dies waren Blühstreifen mit acht Gräsern und 17 Kräutern, Gras/Blühstreifen, Mischung mit fünf Gräsern sowie spontane Vegetationsentwicklung bei Brachen, immer im Vergleich zu einer konventionellen Fruchtfolge mit Winterweizen–Raps–Winterweizen. In Blühstreifen und Gras/Blühstreifen konnten signifikant höhere Artenzahlen und Häufigkeiten der Bestäuber verglichen mit Grasstreifen und dem bewirtschafteten Acker gefunden werden, während Brachen nur mäßig gut abschnitten. Die Häufigkeiten herbivorer oder räuberischer Arthropoden war ebenfalls in Blühstreifen und Gras/Blühstreifen höher als in Grasstreifen und auf dem Acker, während geringere oder keine Unterschiede der Artenzahlen auftraten. Bei detritivoren Arthropoden wurden keine Unterschiede der AUM festgestellt.

Ein zweiter wichtiger Faktor ist die Flächengröße angesäter Blühflächen. Ein gutes Beispiel ist der Feldhamster, der mindestens 0,6 ha benötigt (FISCHER & WAGNER 2016). BURMEISTER & WAGNER (2014) zeigten, dass die Größe der Flächen positiv mit der Artenzahl beziehungsweise Häufigkeit epigäischer Arthropoden, Vögeln und Niederwild korreliert war. MEICHTRY-STIER et al. (2014, 2018) verglichen in der Schweiz Blühflächen mit spontaner Vegetationsentwicklung nach Brachlegung. Dorngrasmücke, Goldammer, Neuntöter, Orpheusspötter und Schwarzkehlchen zeigten in dieser Studie eine positive Korrelation mit Brachen,



Abbildung 6
Bestäuber und
Prädatoren waren
in den letzten zehn
Jahren die am häufigsten
untersuchten
Arthropodengruppen
in Blühflächen
(a) Schwebfliege
(b) Wespen spinne
(Fotos: Michaela
Moosner).

wobei die Territorien dichte mit steigender Flächengröße abnahm, aber mit zunehmender Entfernung zu Gehölzen zunahm.

Damit werden bereits Effekte der umgebenden **Landschaft** auf die Wirkung der AUM deutlich. Insgesamt beinhalteten jedoch nur sieben Untersuchungen zu Arthropoden eine quantitative Analyse des Landschaftskontextes. CARVELL et al. (2015) untersuchten zum Beispiel die Wirkung von Blühflächen auf den Reproduktionserfolg von Hummeln entlang eines landwirtschaftlichen Nutzungsgradienten. Dabei stellten sie einen besonders positiven Effekt der Blühflächen innerhalb intensiv genutzter Landschaften fest. Neben der Landschaft steuerte auch hier vor allem eine steigende Flächengröße den Reproduktionserfolg. HAALAND & BERSIER (2011) untersuchten hingegen die Effekte von Blühstreifen auf Tagfalter im Schweizer Mittelland in einer 600 ha großen Agrarlandschaft, die hauptsächlich von konventionellem Ackerbau und einem kleineren Teil intensiv genutztem Grünland geprägt war. Insgesamt konnte diese Studie nur einen leicht signifikanten Effekt der Ansaaten auf die Artenvielfalt und Häufigkeit der Tagfalter feststellen. Einen positiven Effekt der Landschaftsebene auf die Artenvielfalt hatte hier jedoch vor allem die Nähe zu Waldsäumen. Insgesamt reagieren größere und mobilere Organismen eher auf Landschaftseffekte, während kleine, weniger mobile Organismen auf die lokalen Gegebenheiten (Deckung, Blütendichte, Fraßpflanzen) angewiesen sind.

Durch eine Verbesserung des lokalen und des landschaftlichen Blütenangebots haben Blühstreifen einen positiven Effekt auf die Häufigkeit und Artenzahl von Hummeln und solitären Wildbienen inklusive Rote-Liste-Arten (SCHEPER et al. 2015). Im Vergleich zu gemulchten Grasstreifen war der Effekt der Blühstreifen bei Hummeln stärker, wenn in der umgebenden Landschaft viele früh-

blühende Pflanzen vorhanden waren. Solitäre Wildbienen nahmen in den Blühstreifen mit zunehmender Deckung spätblühender Arten in der Landschaft ab (SCHEPER et al. 2015). Dieser auf den ersten Blick negative Effekt der natürlichen Vegetation in der umgebenden Landschaft wird von den Autoren damit erklärt, dass Blühstreifen in einer ressourcenreichen Landschaft an Attraktivität verlieren. Bei hohem Blühangebot auf Landschaftsebene sind Wildbienen gleichmäßiger über die Landschaft verteilt und die Häufigkeit in den Blühstreifen nimmt daher ab; ähnliche Befunde machten SCHEPER & KLEIJN (2011).

3.4 Vergleich der Blühflächeneffekte mit anderen AUM

Fast alle in Kasten 1 aufgeführten AUM haben mehr positive als negative (oder neutrale) faunistische Effekte, ohne dass es bisher konkrete Vergleiche der verschiedenen Maßnahmen geben würde (KLEIJN & BALDI 2005). Auch im Rahmen der hier untersuchten 48 Studien ist ein solcher Vergleich nur grob quantitativ möglich (Tabelle 2). In den meisten Fällen wurden faunistische Effekte im Vergleich zu Ackerkulturen untersucht, mit insgesamt mehr positiven als neutralen oder negativen Effekten auf faunistische Artenzahlen oder Häufigkeiten. Weniger Studien liegen zu Grasstreifen vor, wobei die Effekte hier ähnlich sind. Zu Schwarzbrachen und Ackerrandstreifen liefert unsere Literaturrecherche kaum Informationen, wobei aber HOCHBERG et al. (2008) zeigen konnten, dass Ackerrandstreifen und Blühflächen stärkere Biodiversitätseffekte zeigen als Brachen. Eine Ausnahme bildet die bereits erwähnte Studie von PYWELL et al. (2011).

Bekannt sind allerdings die grundsätzlich positiven Auswirkungen von Ackerbrachen, wie BUSKIRK & WILLI (2004) für Artenzahlen und Populationsdichten von Pflanzen, Spinnentieren, Insekten und Vögeln berichteten. Die positiven Effekte

Effekt auf:	Art der Kontrollfläche									
	Kultur		Grasstreifen		Brache		Feldrain (margin)		Andere	
	Artenzahl	Häufigkeit	Artenzahl	Häufigkeit	Artenzahl	Häufigkeit	Artenzahl	Häufigkeit	Artenzahl	Häufigkeit
Positiv	15	22	4	7	0	0	0	2	1	18
Neutral	8	14	3	0	0	3	0	0	2	18
Negativ	0	5	0	1	0	0	0	0	0	3

steigen mit der Flächengröße und dem Alter der Brachen an, wie unter anderem KOVÁCS-HOSTYÁNSZKI et al. (2011) bei Vergleich von Bracheflächen mit Getreide und Grünland in Ungarn zeigten. TSCHARNTKE et al. (2011) untersuchten, wie Ansaat, Landschaft und Sukzession die Biodiversität auf Brachen verändern. MORRIS et al. (2011) beschrieb die verpflichtende Stilllegung von 10 % der Landwirtschaftsfläche ab 1992 als Folge der GAP-Reform, durch die der Rückgang, zum Beispiel der Feldvögel, zunächst einmal verlangsamt worden ist (FLADE & SCHWARZ 2013). Ab 2008 gab es keine verpflichtenden Stilllegungsflächen, mit negativen Auswirkungen auf die Agrobiodiversität.

4. Naturschutzfachliche Optimierung von Blühflächen

Die aktuelle Literaturstudie bestätigt, dass AUM Artenzahlen und Häufigkeit von Arthropoden erhöhen, während die Stärke des Effekts hauptsächlich von Landschaftskontext und dem ökologischen Kontrast zwischen AUM und Landschaft bestimmt wird (SCHEPER et al. 2013). AUM sind am effektivsten in ausgeräumten, ressourcenarmen Landschaften mit hohem Ackeranteil (vergleiche TSCHARNTKE et al. 2005); dort kommt es vor allem zur Förderung von ohnehin relativ häufigen Generalisten mit hohem Ausbreitungsvermögen. Das Ziel der AUM ist hier ein Sicherstellen der Bestäubung, während die Bedeutung für die Erhaltung seltener Arten eher gering ist. In strukturreichen Landschaften dagegen nutzen Insekten vor allem Hecken, Säume und Magerrasen und profitieren weniger von den Blühflächen.

Für eine naturschutzfachliche Optimierung von Blühflächen sind die folgenden Punkte zu bedenken: (i) Für den Erfolg der Blühflächen sind die Bodenfruchtbarkeit und die Samenbank der Äcker entscheidend. Magere Böden wären gut für

den botanischen und zoologischen Artenschutz auf Schwarzbrachen, während Blühmischungen hier das Aufkommen seltener Ackerwildkräuter unterdrücken (Abbildung 2a). (ii) Blühflächen entlang von Gräben und Bächen könnten als Pufferstreifen von beispielsweise 10 m Breite zur Reduktion von Nährstoffeinträgen in die Gewässer dienen; damit würden Insektenschutz und Nährstoffmanagement kombiniert. (iii) Ob Blühstreifen oder Blühflächen vorteilhaftere Auswirkungen haben, hängt von der Ausdehnung negativer Randeffekte in die Fläche und von der positiven Einwirkung auf die umgebenden Systeme ab. Im extremsten Fall könnten solche AUM zum Beispiel aufgrund von Pestizideinträgen „ökologische Fallen“ darstellen, die bestimmte Arten anziehen, ohne eine ausreichende Reproduktion zu ermöglichen (GANSER et al. 2019).

Da nur 21 der 48 Studien eine Artenliste der eingesetzten Blühmischung beinhalten, aus der man entnehmen könnte, ob und in welchem Umfang Wildpflanzen eingesät wurden, ist bisher nur eine qualitative Bewertung der verwendeten Pflanzenarten möglich. Derzeit werden Blühmischungen mit Phacelia und Sonnenblume als konkurrenzkräftige Pflanzen ausgebracht, um durchsetzungsfähige Bestände zu erzeugen, die den Boden schnell decken und einen reichhaltigen und langanhaltenden Blühaspekt garantieren sollen. Grundsätzlich ist aus naturschutzfachlicher Sicht der Einsatz von einheimischen Wildpflanzen empfehlenswert. Die Nutzung von autochthonem Saatgut ist dabei vorzuziehen, um genotypische Anpassungen regional vorkommender Pflanzenpopulationen nicht zu beeinflussen (KRAMER & HAVENS 2009; DURKA et al. 2019). Zudem könnten großflächig ausgesäte Nektarpflanzen wie Phacelia am Rand von Naturschutzgebieten die Bestäubung einheimischer Wildpflanzen

Tabelle 2

Vergleich der Anzahl von Studien (2009–2018) zu Effekten von Blühflächen hinsichtlich der als Kontrolle verwendeten Flächen. Andere Kontrollen beinhalten unter anderem Studien, die auf Landschaftsebene durchgeführt wurden, das heißt Landschaften mit und ohne Blühstreifen sowie Flächen ohne Vegetation.

beeinträchtigen (HOLZSCHUH et al. 2011; STANLEY & STOUT 2014). Passende einheimische Arten als Ersatz wären *Daucus carota*, *Dipsacus fullonum*, *Echium vulgare* und *Melilotus* spp.; Disteln und Königskerzen sollten als potenzielle Problemarten nicht eingesetzt werden. Siehe dazu auch Empfehlungen zur verbesserten Anlage und Erstpflanze von Blühflächen mit autochthonem Saatgut (KIRMER & TISCHEW 2014; KIEHL & KIRMER 2019).

Entscheidend bei der naturschutzfachlichen Optimierung der Blühflächen ist eine verbesserte Beratung, wie sie bereits in der Schweiz praktiziert wird (BIRNER 2018). In Bayern gibt es die „Wildlebensraumberatung“, die aber mit einem Berater pro Regierungsbezirk unterbesetzt ist. Aus unverständlichen Gründen fokussiert diese Beratung auf KULAP und Greening-Maßnahmen, nicht aber auf VNP (www.lfl.bayern.de/iab/kulturlandschaft/176814/index.php).

5. Synthese

Verglichen mit der Übersichtsarbeit von HAALAND et al. (2011) konnte in unserer Studie eine größere Anzahl an wissenschaftlichen Publikationen aus einem ähnlichen Zeitraum herangezogen werden. Bei HAALAND et al. (2011) lagen 38 Studien aus 13 Jahren (1996–2008) und sechs Ländern vor (AUS, CH, FIN, GER, SWE, UK), während diesem Artikel 48 Studien aus neun Ländern (2009–2018) zugrunde liegen. In unserer Übersicht wurden zusätzlich Spinnentiere aufgenommen, die die vorangehende Untersuchung wegen der Fokussierung auf Insekten nicht abdeckt. Ein weiterer Unterschied ist der gewachsene Fokus auf biologischer Schädlingsbekämpfung. Rund die Hälfte der in unserem Beitrag untersuchten Studien basierten auf diesem funktionellen Ansatz. HAALAND et al. (2011) vermerkten fehlendes Wissen über die Effekte von Blühstreifen auf Parasitoide, über diese ist allerdings seitdem nur eine Publikation erschienen. In den letzten zehn Jahren konnte zwar gezeigt werden, dass Blühflächen sehr attraktiv für räuberisch lebende Insekten sowie Spinnentiere sind, es fehlen jedoch eindeutige Erkenntnisse zu den Auswirkungen von erhöhten Artenzahlen und Häufigkeiten der Nützlinge auf Schadorganismen in Agrarsystemen.

Der Schwund der Biomasse fliegender Insekten (HALLMANN et al. 2017; SÁNCHEZ-BAYO & WYCKHUYS 2019) betrifft auch viele weitverbreitete Gruppen, die auch als „Allerweltsarten“ bezeichnet werden (VAN DYCK et al. 2009; HAALAND & BERSIER 2011; STADLMANN & ADELMANN 2019). Wie die vorliegende Bewertung aufzeigt, besitzen Blühflächen das Potenzial zur Stabilisierung von Populationen

dieser Arten in intensiv genutzten Agrarlandschaften. Nichts desto trotz profitierten bei Weiterem nicht alle untersuchten Taxa, zum Beispiel wenn sie auf besondere Strukturen oder Ressourcen angewiesen sind. Eine effektive Anlage von Blühflächen muss daher im Hinblick auf bestimmte Zielsetzungen erfolgen und entsprechend evaluiert werden. Dazu ist das Wissen über landschaftliche Gegebenheiten ebenso wichtig wie Kenntnisse über die Lebensweisen der Zielarten. Es fehlen bisher vergleichende Studien zu den Effekten verschiedener AUM, wobei die Untersuchungen noch stärker praxisorientiert sein sollten.

Die Veränderung von Lebensräumen durch Landnutzungswandel, Flurbereinigung, die Intensität der Flächennutzung und der Einsatz von Pestiziden sind entscheidend beim derzeitigen Rückgang der Insekten (SÁNCHEZ-BAYO & WYCKHUYS 2019). Neben einer ausreichenden Verfügbarkeit von Nahrungsquellen in Form von Blühflächen müssen Reproduktions- und Überwinterungshabitate vorhanden sein, um Insekten in der Agrarlandschaft zu erhalten. Dazu zählen Hecken und Feldgehölze ebenso wie beispielsweise extensiv genutztes Grünland, Magerrasen, Säume und Brachen (vergleiche KOLLMANN et al. 2019). Ohne eine ökologische Aufwertung auf Landschaftsebene wird sich der Prozess des Artenrückganges, trotz der vielen positiven Effekte von AUM wie Blühflächen, nicht aufhalten lassen. Momentan sehen die Planungen für den Zeitraum von 2021–2027 laut Europäischem Parlament zudem eine Reduktion des Fördervolumens für die Entwicklung des ländlichen Raums um 25–28 % vor. Realisiert werden könnte eine Verbesserung der Situation nur durch eine Vielfalt an tatsächlich ökologisch wirksamen Maßnahmen der regionalen, nationalen und europäischen Agrarumweltprogramme.

Literatur

- ANJUM-ZUBAIR, M., ENTLING, M. H., BRUCKNER, A., DRAPELA, T. & FRANK, T. (2015): Differentiation of spring carabid beetle assemblages between semi-natural habitats and adjoining winter wheat. – *Agricultural and Forest Entomology* 17: 355–365.
- ARLETTAZ, R., KRÄHENBÜHL, 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.
- BALMER, O., PFIFFNER, L., SCHIED, J., WILLARETH, M., LEIMGRUBER, A., LUKA, H. et al. (2013): Noncrop flowering plants restore top-down herbivore control in agricultural fields. – *Ecology and Evolution* 3: 2634–2646.
- BALZAN, M. V., BOCCI, G. & MOONEN, A. C. (2014): Augmenting flower trait diversity in wildflower strips to optimise the conservation of arthropod functional groups for multiple agroecosystem services. – *Journal of Insect Conservation* 18: 713–728.
- BIESMEIJER, J. C., ROBERTS, S. P. M., REEMER, M., OHLEMÜLLER, R., EDWARDS, M., PEETERS, T. et al. (2006): Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. – *Science* 313: 351–354.
- BIRRER, S. (2018): Von Biodiversität: Bauern und Beratung – Wie kann die Artenvielfalt im Kulturland erhalten und gefördert werden? – *VSH-Bulletin* 2: 44–49.
- Blaauw, B. R. & Isaacs, R. (2014): Flower plantings increase wild bee abundance and the pollination services provided to a pollination-dependent crop. – *Journal of Applied Ecology* 51: 890–898.
- BLAKE, R. J., WOODCOCK, B. A., WESTBURY, D. B., SUTTON, P. & POTTS, S. G. (2011): New tools to boost butterfly habitat quality in existing grass buffer strips. – *Journal of Insect Conservation*, 15: 221–232.
- BÖTZL, F., KRAUSS, J. & STEFFAN-DEWENTER, S. (2019): Mehr als nur „Bienenweide“ – wie Agrarumweltmaßnahmen bei der natürlichen Schädlingskontrolle helfen. – *ANLIEGEN Natur* 41: 1–4; www.anl.bayern.de/publikationen/anliegen/doc/an41111boetzl_et_al_2019_aum_schaedlingskontrolle.pdf.
- BOWLER, D. E., HELDBJERG, H., FOX, A. D., DE JONG, M. & BÖHNING-GAESE, K. (2019): Long-term declines of European insectivorous bird populations and potential causes. – *Conservation Biology* 0: 1–11.
- BURMEISTER, J. & WAGNER, C. (2014): Der Einfluss von Blühflächen auf epigäisch lebende Arthropoden. – *Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft* 1: 65–77.
- BUSKIRK, J. VAN & WILLI, Y. (2004): Enhancement of farmland biodiversity within set-aside land. – *Conservation Biology* 18: 987–994.
- CARVELL, C., BOURKE, A. F., OSBORNE, J. L. & HEARD, M. S. (2015): Effects of an agri-environment scheme on bumblebee reproduction at local and landscape scales. – *Basic and Applied Ecology* 16: 519–530.
- CORBET, S. A., BEE, J., DASMAHAPATRA, K., GALE, S., GORRINGE, E., LA FERLA, B. et al. (2001): Native or exotic? Double or single? Evaluating plants for pollinator-friendly gardens. – *Annals of Botany* 87: 219–232.
- DURKA, W., BOSSDORF, O., BUCCHAROVA, A., FRENZEL, M., HERMANN, J. M., HÖLZEL, N. et al. (2019): Regionales Saatgut von Wiesenpflanzen: genetische Unterschiede, regionale Anpassung und Interaktion mit Insekten. – *Natur und Landschaft* 94: 146–153.
- EKROOS, J., OLSSON, O., RUNDLÖF, M., WÄTZOLD, F. & SMITH, H. G. (2014): Optimizing agri-environment schemes for biodiversity, ecosystem services or both? – *Biological Conservation* 172: 65–71.
- FISCHER, C. & WAGNER, C. (2016): Can agri-environmental schemes enhance non-target species? Effects of sown wildflower fields on the common hamster (*Cricetus cricetus*) at local and landscape scales. – *Biological Conservation* 194: 168–175.
- FLADE, M. & SCHWARZ, J. (2013): Population trends of German farmland birds 1991–2010 and underlying key factors. – *Julius-Kühn-Archiv* 442: 8–17.
- GANSER, D., KNOP, E. & ALBRECHT, M. (2019): Sown wildflower strips as overwintering habitat for arthropods: Effective measure or ecological trap? – *Agriculture, Ecosystems & Environment* 275: 123–131.
- HAALAND, C. & BERSIER, L. F. (2011): What can sown wildflower strips contribute to butterfly conservation? an example from a Swiss lowland agricultural landscape. – *Journal of Insect Conservation* 15: 301–309.
- HAALAND, C., NAISBIT, R. & BERSIER, L. F. (2011): Sown wildflower strips for insect conservation: a review. – *Insect Conservation and Diversity* 4: 60–80.
- HALLMANN, C. A., SORG, M., JONGEJANS, E., SIEPEL, H., HOFFLAND, N., SCHWAN, H. et al. (2017): More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. – *PLOS ONE* 12: e0185809.
- HOCHBERG, H., ZOPF, D., MAIER, U., SCHWABE, M. & HOCHBERG, E. (2008): Ex-post-Evaluation des Entwicklungsplanes für den ländlichen Raum Thüringen 2000-2006. – *Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft, Jena*.
- HOLZSCHUH, A., DORMANN, C. F., TSCHARNTKE, T. & STEFFAN-DEWENTER, I. (2011): Expansion of mass-flowering crops leads to transient pollinator dilution and reduced wild plant pollination – *Proceedings of the Royal Society B*. 278: 3444–3451.
- HOMBERGER, B., DUPLAIN, J., JENNY, M. & JENNI, L. (2017): Agri-environmental schemes and active nest protection can increase hatching success of a reintroduced farmland bird species. – *Landscape and Urban Planning* 161: 44–51.

- HUUSSALA-VEISTOLA, E., HYVONEN, T., NORRDAHL, K., RINNE, V., SAARJARVI, I. & SODERMAN, G. (2016): Different response of two Hemiptera species groups to sown wildflower strips: True bugs and leafhoppers. – *Agriculture, Ecosystems & Environment* 222: 93–102.
- KIEHL, K. & KIRMER, A. (2019): Säume und Feldraine. – In: *Renaturierungsökologie*, Springer Spektrum, Berlin: pp. 277–288.
- KIRMER, A. & TISCHEW, S. (2014): Etablierung von artenreichen Feldrainen und mehrjährigen Blühstreifen: ein Beitrag zur Erhöhung der Biodiversität in produktiven Agrarlandschaften. – Tagungsband zum 22. Landschaftstag Magdeburg: 1–10.
- KLEIJN, D. & BALDI, A. (2005): Effects of set-aside land on farmland biodiversity: Comments on Van Buskirk and Willi. – *Conservation Biology* 19: 963–966.
- KLEIJN, D., BAQUERO, R. A., CLOUGH, Y., DÍAZ, M., ESTEBAN, J. DE, FERNÁNDEZ, F. et al. (2006): Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. – *Ecology Letters* 9: 243–254.
- KLEIJN, D., RUNDLÖF, M., SCHEPER, J., SMITH, H. G. & TSCHARNTKE, T. (2011): Does conservation on farmland contribute to halting the biodiversity decline? – *Trends in Ecology & Evolution* 26: 474–481.
- KLEIJN, D. & SUTHERLAND, W. J. (2003): How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? – *Journal of Applied Ecology* 40: 947–969.
- KOLLMANN, J., KIRMER, A., HÖLZEL, N., TISCHEW, S. & KIEHL, K. (2019): *Renaturierungsökologie*. – Springer Spektrum Verlag, Berlin.
- KOTZE, D. J., BRANDMAYR, P., CASALE, A., DAUFFY-RICHARD, E., DEKONINCK, W., KOIVULA, M. J. et al. (2011): Forty years of carabid beetle research in Europe – from taxonomy, biology, ecology and population studies to bioindication, habitat assessment and conservation. – *ZooKeys* 100: 55–148.
- KOVÁCS-HOSTYÁNSZKI, A., KÓRÖSI, A., ORCI, K. M., BATÁRY, P. & BALDI, A. (2011): Set-aside promotes insect and plant diversity in a Central European country. – *Agriculture, Ecosystems & Environment* 141: 296–301.
- KRAMER, A.T. & HAVENS, K. (2009): Plant conservation genetics in a changing world. – *Trends in Plant Science* 14: 599–607.
- McGEOCH, M. A. (1998): The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. – *Biological Reviews* 73: 181–201.
- MEICHTRY-STIER, K. S., DUPLAIN, J., LANZ, M., LUGRIN, B. & BIRRER, S. (2018): The importance of size, location, and vegetation composition of perennial fallows for farmland birds. – *Ecology and Evolution* 8: 9270–9281.
- MEICHTRY-STIER, K. S., JENNY, M., ZELLWEGGER-FISCHER, J. & BIRRER, S. (2014): Impact of landscape improvement by agri-environment scheme options on densities of characteristic farmland bird species and brown hare (*Lepus europaeus*). – *Agriculture, Ecosystems & Environment* 189: 101–109.
- MORRIS, A. J., HEGARTY, J., BALDI, A. & ROBIJNS, T. (2011): Setting aside farmland in Europe: The wider context. – *Agriculture, Ecosystems & Environment* 143: 1–2.
- OPPERMANN, R., HAIDER, M., KRONENBITTER, J., SCHWENNINGER, H. R. & TORNIER, I. (2013): Blühflächen in der Agrarlandschaft – Untersuchungen zu Blühmischungen, Honigbienen, Wildbienen und zur praktischen Umsetzung. – Gesamtbericht zu wissenschaftlichen Begleituntersuchungen im Rahmen des Projekts Syngenta Bienenweide: 191 S.; www.ifab-mannheim.de/.
- PE'ÉR, G., DICKS, L. V., VISCONTI, P., ARLETTAZ, R., BALDI, A., BENTON, T. G. et al. (2014): EU agricultural reform fails on biodiversity. – *Science* 344: 1090–1092.
- PYWELL, R. F., MEEK, W. R., LOXTON, R. G., NOWAKOWSKI, M., CARVELL, C. & WOODCOCK, B. (2011): Ecological restoration on farmland can drive beneficial functional responses in plant and invertebrate communities. – *Agriculture, Ecosystems & Environment* 140: 62–67.
- SÁNCHEZ-BAYO, F. & WYCKHUYS, K. A. G. (2019): Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. – *Biological Conservation* 232: 8–27.
- SCHEPER, J. & KLEIJN, D. (2011): Status and trends of European pollinators. Analysis of the effectiveness of measures mitigating pollinator loss. – www.step-project.net/files/DOWNLOAD2/STEP_D4%203.pdf.
- SCHEPER, J., BOMMARCO, R., HOLZSCHUH, A., POTTS, S. G., RIEDINGER, V., ROBERTS, S. P. M. et al. (2015): Local and landscape-level floral resources explain effects of wildflower strips on wild bees across four European countries. – *Journal of Applied Ecology* 52: 1165–1175.
- SCHEPER, J., HOLZSCHUH, A., KUUSSAARI, M., POTTS, S. G., RUNDLÖF, M., SMITH, H. G. et al. (2013): Environmental factors driving the effectiveness of European agri-environmental measures in mitigating pollinator loss – a meta-analysis. – *Ecology Letters* 16: 912–920.
- STADLMANN, D. & ADELMANN, W. (2019): Insektensterben: Dramatische Ergebnisse erfordern schnelles Handeln – Ein Tagungsrückblick. – *Anliegen Natur* 41/1: 1–8; www.anl.bayern.de/publikationen/anliegen/meldungen/wordpress/tagungsrueckblick_insektensterben/.
- STANLEY, D. A. & STOUT, J. C. (2014): Pollinator sharing between mass-flowering oilseed rape and co-flowering wild plants: implications for wild plant pollination. – *Plant Ecology* 215: 315–325.
- 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.
- STORKEY, J., MEYER, S., STILL, K. S. & LEUSCHNER, C. (2011): The impact of agricultural intensification and land-use change on the European arable flora. – *Proceedings of the Royal Society B*: 279: 1421–1429.

- SUTTER, L., ALBRECHT, M. & JEANNERET, P. (2018): Landscape greening and local creation of wildflower strips and hedgerows promote multiple ecosystem services. – *Journal of Applied Ecology* 55: 612–620.
- TSCHARNTKE, T., BATÁRY, P. & DORMANN, C. F. (2011): Set-aside management: How do succession, sowing patterns and landscape context affect biodiversity? – *Agriculture, Ecosystems & 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. – *Ecology Letters* 8: 857–874.
- TSCHUMI, M., ALBRECHT, M., ENTLING, M. H. & JACOT, K. (2015): High effectiveness of tailored flower strips in reducing pests and crop plant damage. – *Proceedings of the Royal Society B* 282: 189–196.
- TSCHUMI, M., ALBRECHT, M., BÄRTSCHI, C., COLLATZ, J., ENTLING, M. H. & JACOT, K. (2016): Perennial, species-rich wildflower strips enhance pest control and crop yield. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* 220: 97–103.
- VAN DYCK, H., VAN STRIEN, A. J., MAES, D. & VAN SWAAY, C. A. M. (2009): Declines in common, widespread butterflies in a landscape under intense human use. – *Conservation Biology* 23: 957–965.
- WAGNER, C. & VOLZ, H. (2014): Empfehlungen für die Anlage von Blühflächen aus faunistischer Sicht. – Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft 1: 139–144.
- WAGNER, C., BACHL-STAUDINGER, M., BAUMHOLZER, S., BURMEISTER, J., FISCHER, C., KARL, N. et al. (2014): Faunistische Evaluierung von Blühflächen. – Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft 1: 1–500.
- YANG, L. H. & GRATTON, C. (2014): Insects as drivers of ecosystem processes. – *Current Opinion in Insect Science* 2: 26–32.

Weiterführende Informationen

- Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen im Rahmen des Saarländischen Entwicklungsprogramms für ländlichen Raum: www.saarland.de/dokumente/res_umwelt/AUKM_im_Rahmen_des_SEPL_2014-2020_Faltblatt.pdf (Zugriff am 04.04.2019).
- ELER-Entwicklungsprogramm Umweltmaßnahmen, ländliche Entwicklung, Landwirtschaft und Ernährung Rheinland-Pfalz 2014-2020 (EPLR EULLE 4. Version, Stand 2018): www.eler-eulle.rlp.de/Internet/global/themen.nsf/b81d6f06b181d7e-7c1256e920051ac19/376be80483aeebbf-c1257e82004bf927?OpenDocument (Zugriff am 04.04.2019).

Entwicklungsprogramm für den ländlichen Raum Bayern 2014–2020 (EPLR Bayern 2020) – Gesamtfassung (Stand: 12. März 2019): www.stmelf.bayern.de/mam/cms01/agrarpolitik/dateien/programm_eplr2020_gesamt.pdf (Zugriff am 04.04.2019).

Entwicklungsprogramm für den ländlichen Raum Mecklenburg-Vorpommern 2014–2020: www.regierung-mv.de/static/Regierungsportal/Ministerium%20f%C3%BCr%20Landwirtschaft%20und%20Umwelt/Dateien/F%C3%B6rderungen/Entwicklungsprogramm%20f%C3%BCr%20den%20l%C3%A4ndlichen%20Raum%202014-2020%20MV.pdf (Zugriff am 04.04.2019).

Flächenmaßnahmen der Ländlichen Entwicklung des Landes Sachsen-Anhalt nach VO (EU) Nr. 1305/2013 – Merkblatt zum Antrag auf Gewährung von Zuwendungen für Markt- und standortangepasste Landbewirtschaftung (MSL): www.inet17.sachsen-anhalt.de/Profilinet_ST_P/public/Hilfe/Info/ST18_MSL_Merkblatt.pdf (Zugriff am 04.04.2019).

Förderprogramm für Agrarumwelt, Klimaschutz und Tierwohl (FAKT) Baden-Württemberg: https://foerderung.landwirtschaft-bw.de/pb/Lde/Startseite/Foerderungswegweiser/Agrarumwelt+_Klimaschutz+und+Tierwohl+_FAKT_ (Zugriff am 04.04.2019).

Hessisches Programm für Agrarumwelt- und Landschaftspflegemaßnahmen (HALM): www.hamburg.de/contentblob/4496552/63f7ad4a85d-cbba007ffe051b14db05d/data/richtlinie-fp-2145-bluehstreifen-entfassung-2016-11.pdf (Zugriff am 04.04.2019).

Landesprogramm ländlicher Raum (LPLR) des Landes Schleswig-Holstein für den Programmplanungszeitraum 2014–2020 (Stand: 06.07.2017): www.schleswig-holstein.de/DE/Fachinhalte/F/foerderprogramme/MELUR/LPLR/Downloads/lplr21062018.pdf?__blob=publicationFile&v=3 (Zugriff am 04.04.2019).

Landschaftspflegerichtlinie Baden-Württemberg – Förderung von Naturschutzmaßnahmen: https://um.baden-wuerttemberg.de/fileadmin/redaktion/m-um/intern/Dateien/Dokumente/2_Presse_und_Service/Publicationen/Umwelt/Naturschutz/Landschaftspflegerichtlinie_BW.pdf (Zugriff am 04.04.2019).

NRW-Programm Ländlicher Raum 2014–2020: www.umwelt.nrw.de/fileadmin/redaktion/Broschueren/laendlicher_raum_nrw_programm_broschuere.pdf (Zugriff am 04.04.2019).

Richtlinie "Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen (AUK/2015)" Sachsen: www.smul.sachsen.de/foerderung/3313.htm (Zugriff am 04.04.2019).

Richtlinie der Freien und Hansestadt Hamburg zur Gewährung von Fördermitteln für die Durchführung von Maßnahmen zur markt- und standortangepassten Landbewirtschaftung nach dem Agrarpolitischen Konzept 2020 – Anlage von Blühflächen oder Blühstreifen: www.hamburg.de/contentblob/4496552/63f7ad4a85dcbba007ffe051b14db05d/data/richtlinie-fp-2145-bluehstreifen-endfassung-2016-11.pdf (Zugriff am 04.04.2019).

Richtlinie über die Gewährung von Zuwendungen für Niedersächsische und Bremer Agrarumweltmaßnahmen (NiB-AUM) in der Fassung vom 01.08.2018): www.umwelt.niedersachsen.de/download/105979 (Zugriff am 04.04.2019).

Richtlinie zur Förderung des Ökologischen/Biologischen Landbaus und von Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen im ländlichen Raum (FRL-Öko/AUKM) vom 11.11.2016, geändert durch den Erlass vom 24.05.2017: www.saarland.de/dokumente/thema_landwirtschaft/Konsolidierte_Fassung_FRL_-Oeko-AUKM_05.2017.pdf (Zugriff am 04.04.2019).

Thüringer Programm zur Förderung von umwelt- und klimagerechter Landwirtschaft, Erhaltung der Kulturlandschaft, Naturschutz und Landschaftspflege (KULAP 2014): www.thueringen.de/mam/th9/invekos/frl_kulap_2014.pdf (Zugriff am 04.04.2019).

"Vertragsnaturschutz" des Ministeriums für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt, Natur und Digitalisierung des Landes Schleswig-Holstein (MELUND) vom 22.02.2016, zuletzt geändert am 24.08.2018: www.schleswig-holstein.de/DE/Fachinhalte/V/vertragsnaturschutz/Downloads/vnsGrundsaeetze.pdf?__blob=publicationFile&v=4 (Zugriff am 04.04.2019).

Autorinnen und Autoren



Simon Dietzel,
Jahrgang 1986.

Studium der Umweltsicherung (Universität Hildesheim); Wissenschaftliche Hilfskraft (Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung/UFZ Leipzig und Universität Würzburg); Master Umweltwissenschaften (Universität Freiburg); seit 2019 Doktorand am Lehrstuhl für Renaturierungsökologie mit den Schwerpunkten Insektenbiodiversität und Aufwertung urbaner Habitate.

Lehrstuhl für Renaturierungsökologie
Technische Universität München
www.roek.wzw.tum.de
+49 8161 714141
simon.dietzel@tum.de

Fabian Sauter
fabian.sauter@tum.de

Michaela Moosner
michaela.moosner@tum.de

PD Dr. Christina Fischer
christina.fischer@tum.de

Prof. Dr. Johannes Kollmann
jkollmann@wzw.tum.de

Zitiervorschlag

DIETZEL, S., SAUTER, F., MOOSNER, M., FISCHER, C. & KOLLMANN, J. (2019): Blühstreifen und Blühflächen in der landwirtschaftlichen Praxis – eine naturschutzfachliche Evaluation. – ANLIEGEN NATUR 41(1): 73–86, Laufen; www.anl.bayern.de/publikationen