

Bearbeitet von/ Compiled by:  
Bernd Freier<sup>1</sup>, Sandra Krengel<sup>1</sup>, Christine Kula<sup>2</sup>,  
Stefan Kühne<sup>1</sup>, Hella Kehlenbeck<sup>1</sup>

Unter Mitwirkung von /in collaboration with:  
Werner Beicht<sup>3</sup>, Peter Boas<sup>4</sup>, Wolfgang Büchs<sup>1</sup>,  
Anton Dissemond<sup>5</sup>, Volker Garbe<sup>6</sup>, Erich Jörg<sup>7</sup>,  
Heinz-Jürgen Lamott<sup>8</sup>, Thomas Meier<sup>9</sup>, Angelika Reichel<sup>10</sup>,  
Daniela Schröder<sup>11</sup>

# **Bericht über Erkenntnisse wissenschaftlicher Unter- suchungen über mögliche direkte und indirekte Einflüsse des Pflanzenschutzes auf die Biodiversität in der Agrar- landschaft**

**Report on findings of scientific investigations on possible  
direct and indirect impacts of plant protection on  
biodiversity in agricultural landscapes**

Berichte aus dem Julius Kühn-Institut

189



**Kontaktadresse**

Julius Kühn-Institut (JKI) - Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen  
Institut für Strategien und Folgenabschätzung  
Stahnsdorfer Damm 81  
14532 Kleinmachnow

Telefon + 49 33203 48 0  
Telefax + 49 33203 48 424  
E-Mail: [sf@julius-kuehn.de](mailto:sf@julius-kuehn.de)

Wir unterstützen den offenen Zugang zu wissenschaftlichem Wissen.  
Die Berichte aus dem Julius Kühn-Institut erscheinen daher als OPEN ACCESS-Zeitschrift.  
Alle Ausgaben stehen kostenfrei im Internet zur Verfügung:  
<https://www.julius-kuehn.de/publikationsreihen-des-jki/> -> Berichte aus dem Julius Kühn-Institut.

We advocate open access to scientific knowledge. Reports from the Julius Kühn Institute are therefore published as open access journal. All issues are available free of charge under <https://www.julius-kuehn.de/en/jki-publication-series/> -> Reports from the Julius Kühn Institute.

**Herausgeber / Editor**

Julius Kühn-Institut, Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen, Braunschweig, Deutschland  
Julius Kühn Institute, Federal Research Centre for Cultivated Plants, Braunschweig, Germany

**Vertrieb**

Saphir Verlag, Gutsstraße 15, 38551 Ribbesbüttel  
Telefon +49 (0)5374 6576  
Telefax +49 (0)5374 6577

**ISSN 1866-590X**

**DOI 10.5073/berjki.2017.189.000**



Dieses Werk ist lizenziert unter einer Creative Commons – Namensnennung – Weitergabe unter gleichen Bedingungen – 4.0 Lizenz.

This work is licensed under a Creative Commons – Attribution – ShareAlike – 4.0 license.

## **Institutionen der Autorinnen und Autoren sowie der Mitwirkenden**

<sup>1</sup> Julius Kühn-Institut

<sup>2</sup> Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit

<sup>3</sup> Hessisches Ministerium für Umwelt, Klimaschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz

<sup>4</sup> Pflanzenschutzamt Berlin

<sup>5</sup> Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen, Pflanzenschutzdienst

<sup>6</sup> Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Verbraucherschutz und Landesentwicklung

<sup>7</sup> Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Ernährung, Weinbau und Forsten Rheinland-Pfalz

<sup>8</sup> Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt des Landes Sachsen-Anhalt

<sup>9</sup> Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft

<sup>10</sup> Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft

<sup>11</sup> Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung

Ausgehend vom Beschluss der Agrarministerkonferenz am 20. März 2015 in Bad Homburg wurde der vorliegende Bericht der Bund-Länder-Arbeitsgruppe „Pflanzenschutz und Biodiversität“ unter Federführung des Julius Kühn-Instituts, Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen, Institut für Strategien und Folgenabschätzung Kleinmachnow, erarbeitet.

Der Bericht liefert einen Einblick in die bis 2016 vorliegenden wissenschaftlichen Erkenntnisse zum Thema „Einflüsse des Pflanzenschutzes auf die Biodiversität in der Agrarlandschaft“.

Ziel des Berichtes war es, wesentliche Aussagen aus Veröffentlichungen aus Deutschland und anderen Ländern zusammenzutragen. Dabei wurden auch methodische Aspekte aufgegriffen, wenngleich nicht alle methodischen Details der durchgeführten Untersuchungen beleuchtet werden konnten. Der Bericht bezieht sich vorrangig auf die Wirkung aktuell zugelassener chemischer Pflanzenschutzmittel. Er schließt auch Erkenntnisse zu den Auswirkungen nichtchemischer Pflanzenschutzverfahren auf die Biodiversität in der Agrarlandschaft ein. Der Bericht erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit.

## Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung .....	5
1.1 Biodiversität in Agrarlandschaften und Pflanzenschutz.....	5
1.2 Rechtlicher Rahmen .....	5
1.3 Wissenschaftliche Grundlagen .....	7
2. Übersicht über mögliche direkte und indirekte Einflüsse des Pflanzenschutzes auf die Biodiversität in der Agrarlandschaft .....	8
3. Erkenntnisse zu möglichen direkten und indirekten Einflüssen des Pflanzenschutzes auf die Biodiversität in der Agrarlandschaft .....	13
3.1 Arthropoden.....	13
3.1.1 Direkte Einflüsse auf die Diversität von Arthropoden .....	13
3.1.1.1 Produktionsfläche .....	13
3.1.1.2 Angrenzende Fläche.....	20
3.1.2 Indirekte Einflüsse auf die Diversität von Arthropoden .....	22
3.1.2.1 Produktionsfläche .....	22
3.1.2.2 Angrenzende Fläche.....	24
3.2 Pflanzengesellschaften.....	25
3.2.1 Direkte Einflüsse auf die Diversität von Pflanzengesellschaften .....	25
3.2.1.1 Produktionsfläche .....	25
3.2.1.2 Angrenzende Fläche.....	27
3.2.2 Indirekte Einflüsse auf die Diversität von Pflanzengesellschaften .....	28
3.2.2.1 Produktionsfläche .....	28
3.2.2.2 Angrenzende Fläche.....	29
3.3 Vögel und andere Wirbeltiere .....	30
3.3.1 Direkte Einflüsse auf die Diversität von Vögeln und anderen Wirbeltieren .....	30
3.3.1.1 Vögel.....	31
3.3.1.2 Amphibien und Reptilien .....	33
3.3.2 Indirekte Einflüsse auf die Diversität von Vögeln und anderen Wirbeltieren .....	34
3.3.2.1 Vögel.....	34
3.3.2.2 Amphibien und Reptilien .....	36
3.4 Bodenorganismen .....	36
3.4.1 Direkte Einflüsse auf die Diversität von Bodenorganismen .....	36
3.4.1.1 Produktionsfläche .....	36
3.4.1.2 Angrenzende Fläche.....	39
3.4.2 Indirekte Einflüsse auf die Diversität von Bodenorganismen.....	39
3.4.2.1 Produktionsfläche .....	39
3.4.2.2 Angrenzende Fläche.....	40

3.5 Aquatische Organismen .....	41
3.6 Komplexe Studien zu mehreren Nichtzielorganismengruppen und Systemvergleichen ..	43
4. Zusammenfassung .....	46
5. Abstract.....	49
6. Literaturverzeichnis .....	52

## **1. Einleitung**

### **1.1 Biodiversität in Agrarlandschaften und Pflanzenschutz**

Die biologische Vielfalt (Biodiversität) wird in der für die Zulassung von Pflanzenschutzmitteln relevanten Verordnung definiert als „*die Variabilität unter lebenden Organismen jeglicher Herkunft, darunter unter anderem Land-, Meeres- und sonstige aquatische Ökosysteme und die ökologischen Komplexe, zu denen sie gehören; dies umfasst die Vielfalt innerhalb der Arten und zwischen den Arten und die Vielfalt der Ökosysteme*“ (VO (EG) 1107/2009 Artikel 3 Punkt 29).

Die Biodiversität in Agrarlandschaften wird von zahlreichen Einflussfaktoren bestimmt. Hierzu zählen vor allem die landwirtschaftliche Nutzung, Kleinstrukturen, aber auch andere Großstrukturen wie Wälder, Gewässer und Siedlungen sowie ihre Wechselwirkungen. Der Einfluss der landwirtschaftlichen Nutzung auf die Biodiversität in Agrarlandschaften ergibt sich vor allem aus den klimatischen und sonstigen Standortbedingungen, der Anbaustruktur der Kulturpflanzen und der Fruchtfolge, der Bodenbearbeitung sowie der Bestandesführung, einschließlich Pflanzenschutz und Düngung. Auch der jährlich wechselnde Witterungsverlauf stellt einen wichtigen Einflussfaktor dar. Das bedeutet, dass jedwede Form der Landnutzung im Rahmen des konventionellen und ökologischen Landbaus einen starken Einfluss auf die biologische Vielfalt ausübt. Deshalb ist davon auszugehen, dass sich die Biodiversität in Agrarlandschaften einer beträchtlichen räumlichen und zeitlichen Variabilität unterliegt.

Beim Anbau von Kulturpflanzen stellt der Pflanzenschutz neben anderen pflanzenbaulichen Maßnahmen ein wichtiges Element der Ertragssicherung dar (Oerke 2006, von Witzke & Noleppa 2011). Der integrierte Pflanzenschutz umfasst dabei im Sinne eines ganzheitlichen Ansatzes neben vorbeugenden Maßnahmen sowohl verschiedene nichtchemische, wie mechanische, biologische und biotechnologische Verfahren, als auch die Anwendung chemischer Pflanzenschutzmittel. Seit den 1980er Jahren rückten insbesondere die ökologischen Auswirkungen der Anwendung chemischer Pflanzenschutzmittel in den Fokus der Forschung, der Zulassung von Pflanzenschutzmitteln und der Öffentlichkeit.

In diesem Bericht wurden vor allem Untersuchungen zu den Effekten des chemischen Pflanzenschutzes, darüber hinaus aber auch Untersuchungen zu Einflüssen nichtchemischer Maßnahmen, komplexer Pflanzenschutzstrategien und unterschiedlicher Produktionssysteme auf die Biodiversität berücksichtigt.

### **1.2 Rechtlicher Rahmen**

Europäische und nationale gesetzliche Bestimmungen sollen bei bestimmungsgemäßer und sachgerechter Anwendung von Pflanzenschutzmitteln sicherstellen, dass unvermeidbare Auswirkungen auf agrarische Ökosysteme und Naturhaushalt vermieden werden. So regelt die „Verordnung (EG) Nr. 1107/2009 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21. Oktober 2009“ das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln und damit auch die

Beachtung möglicher Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf die Biodiversität im Rahmen des Zulassungsprozesses. Als Schutzziel wird neben Mensch, Tier und Umwelt explizit auch die biologische Vielfalt genannt. Mit der Umsetzung der „Richtlinie 2009/128/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21. Oktober 2009 über einen Aktionsrahmen der Gemeinschaft für die nachhaltige Verwendung von Pestiziden“ wurde ein umfassender Rechtsrahmen zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln in den Mitgliedstaaten vorgegeben. Die Umsetzung der Richtlinie in nationale Regelungen und den nationalen Aktionsplan soll auch dazu beitragen, die Auswirkungen des Pflanzenschutzes auf den Naturhaushalt und die Biodiversität weiter zu reduzieren.

Die Umsetzung der europäischen Regelungen zum Pflanzenschutz in Deutschland erfolgte vor allem durch die Neuordnung des „Pflanzenschutzgesetzes“ (PflSchG) im Jahr 2012 (BGBl. I S. 148, 1281) und die Publikation des „Nationalen Aktionsplans zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln“ im Jahr 2013 (BAnz AT 15.05.13 B1, S. 1-40). Dieser umfasst viele Maßnahmen, die auch darauf gerichtet sind, die negativen ökologischen Auswirkungen des Pflanzenschutzes zu minimieren. Die darin festgelegten Indikatoren unterstützen die Überprüfung der Fortschritte bei der Erreichung der gesetzten Ziele. Allein acht Ziele des „Nationalen Aktionsplans zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln“ sind der Biologischen Vielfalt gewidmet. Die strategische Ausrichtung auf den integrierten Pflanzenschutz und Pflanzenschutz im Ökolandbau soll in besonderem Maß langfristig dazu beitragen, die ökologischen Auswirkungen weiter zu minimieren und die Biologische Vielfalt zu sichern. Im Jahr 2014 wurde im Rahmen des „Nationalen Aktionsplans zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln“ eine Arbeitsgruppe „Pflanzenschutz und Biodiversität“ gegründet, um die genannten Indikatoren und Ziele weiter zu entwickeln und entsprechende Daten zu bewerten.

Weitere wichtige gesetzliche Regelungen mit Bezug zum Thema „Biodiversität und Pflanzenschutz“ sind u. a. die „Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen“ (Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie) auf EU-Ebene und das „Bundesnaturschutzgesetz“ (BNatSchG) (BGBl. I S. 2542) auf nationaler Ebene.

Zudem wurden in verschiedenen Strategiepapieren, die auch Bezug zum Pflanzenschutz haben, Bestrebungen zum Schutz der Biodiversität auf internationaler und nationaler Ebene definiert und festgehalten. So haben sich im Jahr 1992 193 Staaten, darunter die EU-Staaten, mit der Unterzeichnung der „Convention on Biological Diversity“ (Übereinkommen vom 5. Juni 1992 über die Biologische Vielfalt, BGBl. Teil II, 1993 Nr. 32, S. 1742 ff.) auf die Anerkennung der biologischen Vielfalt als besonderes Schutzgut geeinigt. Die EU-Biodiversitätsstrategie „Our life insurance, our natural capital: an EU biodiversity strategy to 2020“ wurde im März 2010 beschlossen und enthält als wichtige Ziele die Erhaltung und Wiederherstellung der Natur und den Schutz und die Verbesserung von Ökosystemen und Ökosystemdienstleistungen (2011/2307(INI)). Sie umfasst auch die Sicherstellung einer nachhaltigen Landwirtschaft und Forstwirtschaft und eine messbare Verbesserung beim Schutz von Lebensräumen bzw. Arten sowie Ökosystemleistungen, die von Landwirtschaft und Wäldern abhängen. Auf nationaler Ebene greifen zudem die „Strategie für die Erhaltung und nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt für die Ernährung, Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft“ des damaligen BMELV aus dem Jahr 2007 (Anonymus 2007) und die „Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt“ (Anonymus 2008) des damaligen

Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) aus dem Jahr 2008 die Ziele zum Schutz und zur Verbesserung der biologischen Vielfalt in der Agrarlandschaft auf.

Auch einige Bundesländer haben entsprechende Strategiepapiere erarbeitet. So legten beispielsweise die Länder Hessen und Nordrhein-Westfalen eigene Biodiversitätsstrategien vor. Im Rahmen verschiedener Agrarumweltmaßnahmen wird auf Länderebene die Durchführung von Maßnahmen zum Erhalt und zur Förderung der Biodiversität, wie die Anlage ein- oder mehrjähriger Blühstreifen oder der Zwischenfruchtanbau, gezielt unterstützt (Osterburg & Plankl 2014).

### **1.3 Wissenschaftliche Grundlagen**

Obwohl das Schutzgut „Biologische Vielfalt“ im Rahmen der gesetzlichen Regelungen zur Zulassung und Anwendung von Pflanzenschutzmitteln auf europäischer und nationaler Ebene erst in den letzten Jahren besondere Beachtung erhielt, standen in den letzten drei Jahrzehnten die Auswirkungen von Pflanzenschutzmaßnahmen und Pflanzenschutzkonzepten auf die biologische Vielfalt, gerade auch im Zusammenhang mit den Bemühungen um einen integrierten Pflanzenschutz, im Fokus vieler wissenschaftlicher Untersuchungen.

Eine besondere Stellung der wissenschaftlichen Kommunikation und Kooperation auf diesem Gebiet kommt der 1974 gegründeten „International Organisation for Biological and Integrated Control (IOBC), West Palaearctic Regional Section (WPRS)“ mit ihren Arbeitsgruppen „Pesticides and Beneficial Organisms“ und „Landscapemanagement for functional biodiversity“ sowie der Arbeitsgruppe „GMOs in integrated production“ zu. Wissenschaftler, insbesondere europäischer Staaten, tauschen sich bei regelmäßigen Meetings zu den neuesten Erkenntnissen zum Einfluss des Pflanzenschutzes bzw. von Pflanzenschutzmaßnahmen auf verschiedene ökologische Indikatorengruppen aus. Auch auf nationaler Ebene widmen sich Arbeitskreise der Deutschen Phytomedizinischen Gesellschaft (DPG) und der Deutschen Gesellschaft für allgemeine und angewandte Entomologie (DGaaE), wie z. B. „Nutzarthropoden und insektenpathogene Nematoden“, sowie der Arbeitskreis „Agrarökologie“ der Gesellschaft für Ökologie (GfÖ) der Thematik „Biodiversität und Pflanzenschutz“.

Im Rahmen der Zulassung von Pflanzenschutzmitteln wurden in den vergangenen Jahren zahlreiche Studien zu Risikobewertungen von Pflanzenschutzmitteln im Freiland auf Arten oder ggf. auch Lebensgemeinschaften durchgeführt. Auch aus solchen Studien ließen sich möglicherweise Aussagen zu Auswirkungen auf die Biodiversität ableiten. Da die meisten Ergebnisse solcher Untersuchungen aber nicht öffentlich zugänglich sind, konnten sie im vorliegenden Bericht keine Beachtung finden.

Ziel des vorliegenden Berichtes war, einen Einblick in die in der Fachliteratur vorliegenden Erkenntnisse aus wissenschaftlichen Untersuchungen über mögliche direkte und indirekte Einflüsse des Pflanzenschutzes auf die Biodiversität in der Agrarlandschaft zu geben, wenngleich die Zusammenstellung nicht den Anspruch erhebt, vollständig zu sein.

## 2. Übersicht über mögliche direkte und indirekte Einflüsse des Pflanzenschutzes auf die Biodiversität in der Agrarlandschaft

Die Biodiversität kann mit unterschiedlichen Maßzahlen charakterisiert werden, insbesondere:

*Artenzahl, Dominanzstruktur, Diversitätsindex und Evenness* für die Analysen innerhalb einer betrachteten Gesellschaft und die *Gemeinschaftskoeffizienten nach Sørensen* oder die *Jaccard'sche Zahl* für die vergleichende Analyse mehrerer Gesellschaften (Weigmann 1987; Freier et al. 1999; Wetzler 2004). Zur Beschreibung der Biodiversität wird aber auch der Nachweis der *Anwesenheit bzw. Abwesenheit bestimmter Arten*, z.B. Rote-Liste-Arten, herangezogen. In den letzten Jahren werden neben diesen Maßzahlen verstärkt multivariate statistische Analysemethoden (z. B. Kanonische Korrespondenzanalysen) für die Bewertung von Biodiversitäten verwendet (Braak & Smilauer 2002; Freier et al. 2011).

Büchs (2012) hielt fest, dass die Bewertung der Biologischen Vielfalt über die reine Betrachtung der Artenzahlen oder der genetischen Variabilität hinausgehen muss. Neben quantitativen Kennziffern müssen auch qualitative Merkmale, wie z.B. das Auftreten von stenöken Habitatspezialisten, beachtet werden. Er verwies u. a. auf Noss (1990), der diesen Begriff als deutlich komplexer definierte. Die Bewertung bzw. „Güte“ der Biodiversität einer Fläche hängt auch immer vom Standpunkt der Betrachtung ab.

Ein besonderer Aspekt bei der Bewertung der Auswirkungen des Pflanzenschutzes, aber auch anderer Aspekte der Bewirtschaftung von Agrarflächen, ist die Frage der sogenannten „Baseline“. In wissenschaftlichen Untersuchungen werden zumeist die ökologischen Situationen auf unbehandelten oder „Low-input-Flächen“ als Vergleichsbasis genutzt, oftmals auch die Situation auf den Flächen des Ökolandbaus. Ferner werden historische Daten mit unterschiedlichen Leitbildern der Biodiversität, z.B. aus Studien der 1950er Jahre, herangezogen (Wetzler 2004). Dies bedarf einer kritischen Auseinandersetzung mit dem methodischen Vorgehen. Einen interessanten Bewertungsansatz stellt die Idee des „Korridors des guten ökologischen Zustands“ dar, bei dem definierte Bandbreiten der Biodiversität, z. B. Artenzahlen, und Maßzahlen zur „functional biodiversity“, wie Summen von unterschiedlich auftretenden, aber ähnlich wirkenden Nützlingsarten, als Wertmaßstab der Biodiversität fungieren (Wendt et al. 2010).

Die Bewertung der Einflüsse des Pflanzenschutzes auf die Biodiversität in der Agrarlandschaft unterliegt einem hohen Maß an Komplexität (Noss 1990; Wetzler 2004; Büchs 2012). So ist zu beachten, dass die Effekte des Pflanzenschutzes auf die Biodiversität stets von langfristigen und jahresspezifischen standort- und pflanzenbaulichen Einflüssen, wie Klima und Witterung, Ausstattung der Agrarlandschaft mit naturnahen Flächen, Kulturpflanzenvielfalt, Bodenbearbeitung, Düngung und Saatzeitpunkt, begleitet werden. Die Sichtung der Literatur zu direkten und indirekten Effekten des Pflanzenschutzes auf die Biodiversität in der Agrarlandschaft zeigt, dass zu dieser Komplexität relativ wenige wissenschaftliche Studien vorliegen und eine besondere Schwierigkeit darin bestand, den Faktor Pflanzenschutz von allen anderen Einflussgrößen klar abzugrenzen. Vielmehr existiert eine große Zahl von Publikationen, die sich speziellen Themen, z. B. den Auswirkungen bestimmter Pflanzenschutzmittel-Anwendungen auf einzelne Indikatorgruppen, widmen und sich wie folgt einordnen lassen:

Bei der Betrachtung möglicher Einflüsse des Pflanzenschutzes auf die Biodiversität in der Agrarlandschaft ist zunächst zwischen

1) **Produktionsflächen** und

2) **angrenzenden Flächen**

zu unterscheiden. Produktionsflächen dienen der Produktion von Kulturpflanzen und werden hinsichtlich des Pflanzenschutzes als Zielflächen betrachtet. Die wichtigsten daran angrenzenden Flächen (Nichtzielflächen) sind neben anderen Produktionsflächen vor allem linienförmige Saumstrukturen (z. B. Hecken, Waldränder, Feld- und Wegraine sowie Wege) und Fließgewässer sowie punktuelle und flächige Strukturen wie Wiesen und Weiden, Oberflächengewässer, angrenzende kleine Wälder und Gebüsche (Kühne et al. 2000; Kühne & Freier 2012).

Des Weiteren lässt sich zwischen

1) **direkten Effekten** und

2) **indirekten Effekten**

unterscheiden. Als direkte Effekte werden direkte Wirkungen der Pflanzenschutzmaßnahmen auf die Nichtzielorganismen, die nicht Gegenstand der jeweiligen Pflanzenschutzmaßnahme sind, bezeichnet. Indirekte Effekte basieren auf zum Teil sehr komplexen Wirkgefügen und betreffen in der Regel trophische Beziehungen oder den Lebensraum, indem beispielsweise die Nahrungsgrundlagen von Nichtzielorganismen reduziert oder entzogen werden und enge Habitatbindungen gestört werden. Mögliche indirekte Effekte sind nicht expliziter Gegenstand der Zulassungsprüfung für Pflanzenschutzmittel.

Es soll nicht unerwähnt bleiben, dass die möglichen Effekte nicht nur in Richtung einer Abnahme der Biodiversität gehen, sondern in Einzelfällen auch zu einer Zunahme führen können, indem beispielsweise durch die Bekämpfung dominanter Unkrautarten das Auftreten anderer Arten begünstigt wird (Gerhards et al. 2013).

Bezüglich der Einflüsse des Pflanzenschutzes auf die Biodiversität lassen sich sowohl für die Produktionsflächen als auch für die angrenzenden Flächen folgende **Organismengruppen** unterscheiden, die bislang in wissenschaftlichen Untersuchungen besondere Beachtung fanden:

1) **Arthropoden**. Zu diesem artenreichen Stamm der Gliederfüßer zählen zahlreiche taxonomische Einheiten, wie Milben, Bienen, Marienkäfer, Schwebfliegen, Laufkäfer, Kurzflügelkäfer und Schmetterlinge, unter ihnen viele Nützlinge und Bestäuber, die in der Krautschicht und auf dem Boden (epigäisch) leben und häufig als Indikatoren für die Biodiversität dienen. Anzumerken ist, dass in den an Feldern angrenzenden naturnahen Flächen, wie Saumstrukturen, auch taxonomische Gruppen Beachtung finden, die nicht auf der Produktionsfläche, sondern nur dort auftreten. Dazu zählen z. B. Heuschrecken.

2) **Pflanzengesellschaften**. Diese Gruppe umfasst Ackerbegleitpflanzengesellschaften auf den Produktionsflächen und Pflanzengesellschaften auf den angrenzenden Flächen. Bei den Ackerbegleitpflanzengesellschaften ist zu beachten, dass sie in Abhängigkeit von ihrer Dichte sowohl Zielorganismen von Herbizidanwendungen und anderen

Unkrautbekämpfungsmaßnahmen, als auch bedeutende Elemente der Biodiversität der Agrarlandschaft darstellen.

3) **Vögel, Amphibien** und **andere Wirbeltiere** der Agrarlandschaft. Bei diesen taxonomischen Einheiten ist eine Abgrenzung der Betrachtungsebenen „Produktionsfläche“ und „angrenzende Fläche“ selten möglich, so dass stets eine auf agrarische Ökosysteme bezogene Analyse erfolgen muss.

4) **Bodenorganismen**. Dazu gehören vor allem Mikroorganismen (Bakterien, Algen, Pilze), Regenwürmer, Bodenmilben, Springschwänze, Larven von Arthropoden (z. B. von Fliegen und Laufkäfern), die wiederum jeweils als eigene Organismengesellschaft betrachtet werden können. Beispielhaft sei auf Arbeiten von Karg (1994) und Karg und Freier (1995) für die räuberisch lebenden Milben als Indikatoren für den ökologischen Zustand von Ökosystemen verwiesen.

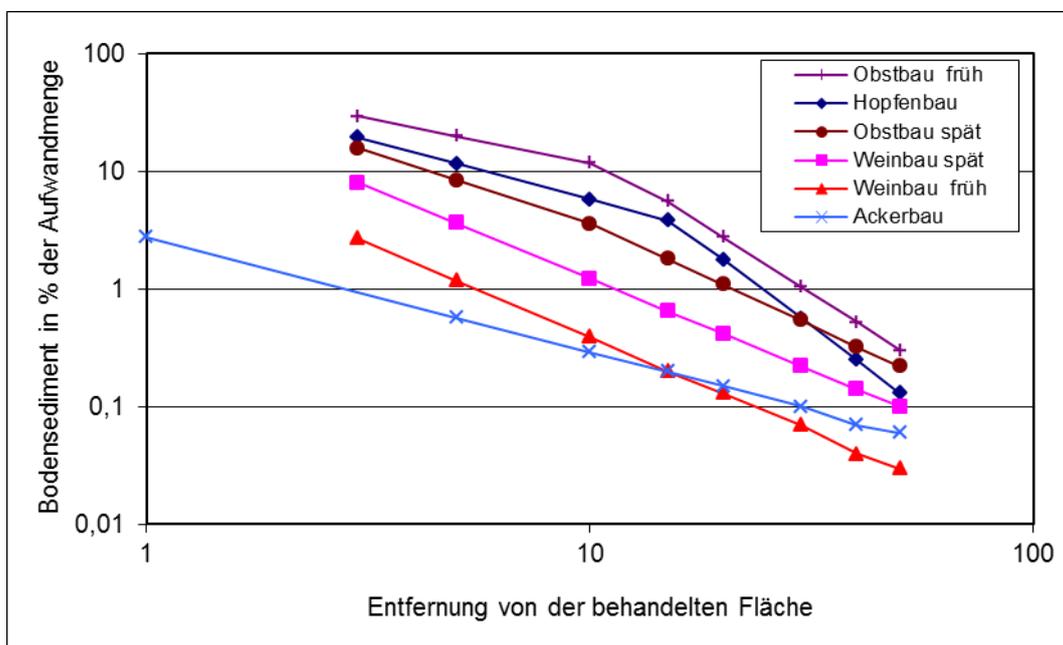
5) **Aquatische Organismen**. Diese Organismengesellschaft betrifft nahezu ausschließlich die angrenzenden Flächen. Wichtige Indikatorgruppen sind Wasserflöhe, Wasserlinsen, Köcherfliegenlarven, Algen und Fische, die für sich wiederum in Hinblick auf die biologische Vielfalt analysiert werden können.

In Deutschland werden bereits Indikatoren über den Zustand der Biodiversität erfasst und über deren Trend regelmäßig berichtet. So enthält die Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt des Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit beispielsweise 19 offizielle Indikatoren, darunter den Indikator ‚Artenvielfalt und Landschaftsqualität‘, welcher als Teilindikator u. a. die Erfassung von 10 festgelegten Vogelarten des Agrarlandes beinhaltet, und den Indikator „Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert“ (High Nature Value Farmland) (Bundesamt für Naturschutz 2015). Ferner werden Wildpflanzen, zu deren Auftreten es umfangreiche Datengrundlagen gibt, siehe z. B. Netzwerk für Phytodiversität und Bundesamt für Naturschutz (NetPhyD & BfN 2013), sowie Tagfalter, als Indikatoren im Rahmen von nationalen Monitoringprogrammen verwendet.

Mit Hilfe von Risikomodellen lässt sich außerdem das Risikopotential von Pflanzenschutzmittelanwendungen bewerten. So wird beispielsweise mit Hilfe des am Julius Kühn-Institut (JKI) entwickelten Risikoindikatormodells SYNOPS das quantitative Risikopotential von Pflanzenschutzmittelanwendungen für verschiedene Indikatororganismen der Umweltkompartimente Oberflächengewässer (Algen, Wasserlinse, Wasserflöhe, Fische und Sedimentorganismen), Boden (Regenwürmer, Springschwänze) und Saumbiotope (Honigbienen, Raubmilben, Brackwespen) abgeschätzt (Strassemeyer & Gutsche 2010; Freier et al. 2016). Hiermit können Aussagen zum Einfluss des Pflanzenschutzes auf ein Spektrum von Modellorganismen getroffen werden, es ergeben sich aber auch grundsätzliche Hinweise zur Beeinflussung der biologischen Vielfalt.

Pflanzenschutzmittel können über verschiedene Eintragspfade auf Nichtzielflächen gelangen. Neben der Abdrift existieren weitere Eintragspfade wie Oberflächenabfluss (Run-Off), Auswaschung (Leaching), Verflüchtigung und anschließende Deposition auf Nichtzielflächen sowie Verdriftung von Beizstäuben während der Aussaat von Kulturpflanzen. Am Beispiel der Abdrift soll auf einen der Expositionspfade näher eingegangen werden.

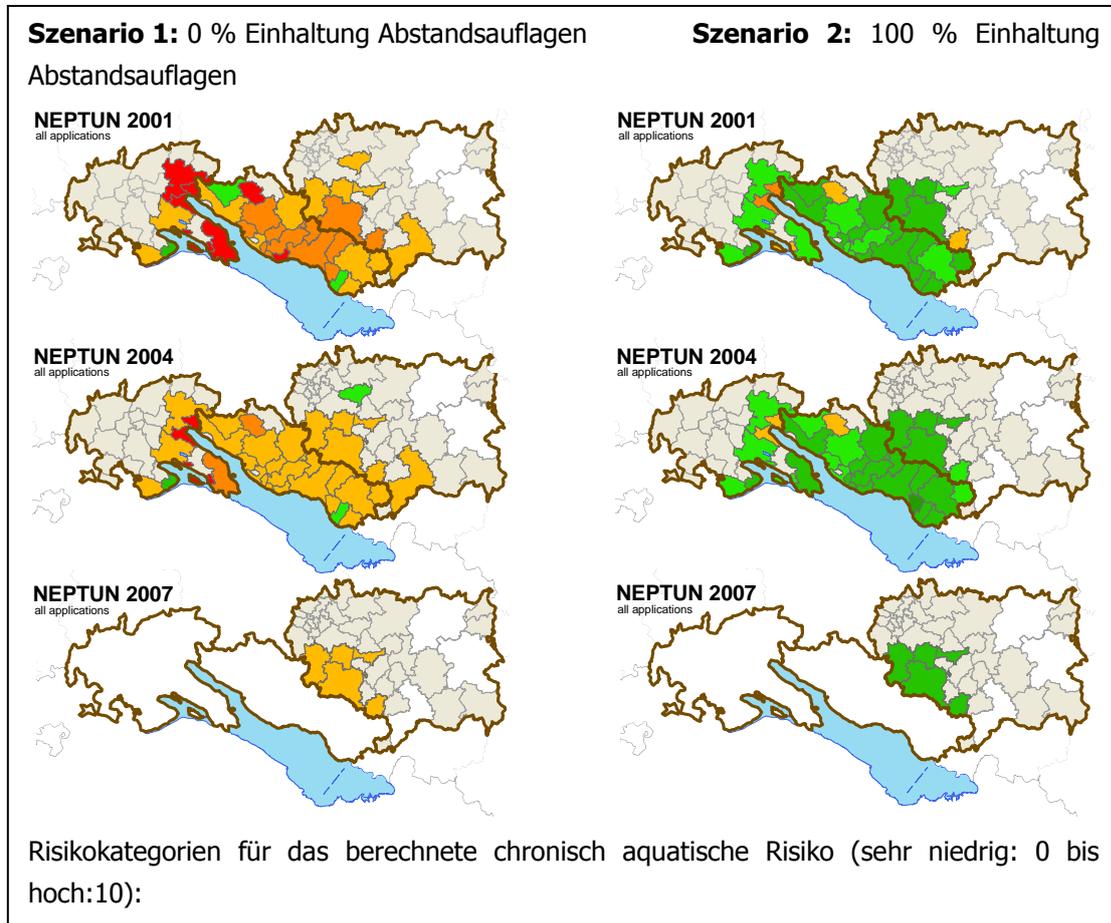
Für unterschiedliche Kulturen existieren die in Abbildung 1 dargestellten Abdrifteckwerte (Ganzelmeier et al. 1995; Rautmann et al. 2001). Diese stellen eine wichtige Grundlage in der Risikobewertung bei der Zulassung von Pflanzenschutzmitteln dar. In der Risikoabschätzung wird nach einer EU-weit festgelegten Vorgehensweise die zu erwartende Toxizität mit der zu erwartenden Exposition, z. B. durch Abdrift, in Beziehung gesetzt. Falls die vorgegebenen Trigger nicht erreicht werden, wird geprüft, ob die Zulassung mit Anwendungsbestimmungen versehen werden muss, um die Effekte der Abdrift auf die angrenzenden Flächen auf ein vertretbares Maß zu reduzieren (z. B. durch abdriftmindernde Düsen bzw. Abstandsauflagen). Auch im Rahmen der guten fachlichen Praxis im Pflanzenschutz werden Verhaltensnormen empfohlen, die die Abdrift minimieren sollen, z. B. Anwendung von Pflanzenschutzmittel bei Windgeschwindigkeiten  $\leq 5$  m/s und die Einhaltung einer Fahrgeschwindigkeit bei der Anwendung von  $\leq 8$  km/h.



**Abbildung 1.** Abdrifteckwerte (basierend auf 90. Perzentil) für die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln in verschiedenen Kulturen (nach Rautmann et al. 2001)

Die in den nachfolgenden Kapiteln vorgestellten Erkenntnisse zu den Effekten des Pflanzenschutzes auf Organismengruppen auf angrenzenden Flächen unterstellen in der Regel realistische Abdriftwerte bei sachgerechter Anwendung von Pflanzenschutzmitteln. Die Auswirkungen der Abdrift können sich jedoch deutlich erhöhen, wenn in den Saum gerichtete starke Winde wirksam werden oder Anwendungsbestimmungen und Auflagen nicht eingehalten werden. So konnten in einer mehrjährigen breit angelegten Feldstudie von Kühne et al. (2002) in einem krautigen Saum dreidimensionale Insektizidabdriftmuster für Getreideflächen dokumentiert werden, die sich aufgrund der spezifischen Windverhältnisse in den einzelnen Jahren deutlich unterschieden. Simulationen mit dem am Julius Kühn-Institut entwickelten Risikoindikatormodell SYNOPSIS (Gutsche & Strassemeyer 2007; Strassemeyer & Gutsche 2010) bestätigen, dass die Nichteinhaltung von Abstandsauflagen

mit einem deutlich erhöhten Risiko für terrestrische und aquatische Organismen und demzufolge für die Biodiversität einhergehen kann (Abb. 2).



**Abbildung 2.** Auf Basis der Pflanzenschutzmittelanwendungsdaten (alle Anwendungen) der NEPTUN-Erhebungen aus den Jahren 2001, 2004 und 2007 mit SYNOPS-GIS berechnetes potentiell chronisches Risiko (90. Perzentil) für aquatische Organismen im Apfelanbaugebiet ‚Bodensee‘ bei Nichteinhaltung (Szenario 1) bzw. Einhaltung (Szenario 2) der Abstandsauflagen bei der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (Strassemeyer & Gutsche 2010)

Das Pflanzenschutzkontrollprogramm (<http://www.bvl.bund.de/psmkontrollprogramm>) dient der Kontrolle der Einhaltung pflanzenschutzrechtlicher Vorschriften beim Verkauf und der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln. Im Rahmen des Kontrollprogramms wird unter anderem die Einhaltung von Anwendungsbestimmungen regelmäßig überprüft, z. T. auch in gesonderten Schwerpunkten. In der Berichterstattung wird zwischen systematischen Kontrollen von zufällig ausgewählten Betrieben und Anlasskontrollen in Betrieben, die aufgrund eines Verdachts oder eines Hinweises überprüft werden, unterschieden. Die Ergebnisse der systematischen Kontrollen erlauben Rückschlüsse auf die tatsächliche

landwirtschaftliche Praxis und sind damit ein wertvolles Instrument im Hinblick auf die Diskussionen zur Wirksamkeit von Risikominderungsmaßnahmen – auch im Hinblick auf die Biodiversität.

### **3. Erkenntnisse zu möglichen direkten und indirekten Einflüssen des Pflanzenschutzes auf die Biodiversität in der Agrarlandschaft**

#### **3.1 Arthropoden**

##### **3.1.1 Direkte Einflüsse auf die Diversität von Arthropoden**

###### **3.1.1.1 Produktionsfläche**

Sowohl chemische als auch vorbeugende und nichtchemische Pflanzenschutzmaßnahmen, wie Fruchtfolgegestaltung, Bodenbearbeitung, mechanische Unkrautbekämpfung oder biologische und biotechnische Verfahren (z. B. Anwendung von *Trichogramma*-Eiparasiten zur Kontrolle des Maiszünslers oder Pheromonen zur Verwirrung von Wickler-Arten), können die Diversität von Arthropodengesellschaften auf den Produktionsflächen direkt beeinflussen. Unter ihnen haben sich seit den 1980er Jahren insbesondere Spinnen- und Laufkäfergesellschaften als bedeutende Indikatoren für die Untersuchung von Auswirkungen auf die Biodiversität etabliert (Heydemann & Meyer 1983; Lübke-Al Hussein 1997; Wetzell 2004). An dieser Stelle sei darauf verwiesen, dass auch die Vielfalt phytophager, die Kulturpflanze schädigender Arthropoden einen bedeutenden Bestandteil der Biodiversität der Agrarlandschaft darstellt, da sie z.B. über trophische Ketten für viele andere Arten eine essentielle Bedeutung, u. a. als Nahrung, darstellen. Dennoch lag der Fokus der bislang verfügbaren Studien vor allem auf den sogenannten Nichtzielarthropoden, also jenen die als nicht schädigend für die Kulturpflanzen eingestuft werden oder sogar eine Nützlingswirkung besitzen. Indifferente und nützliche Arten machen auch den weitaus größten Teil der Arthropodengesellschaften auf Feldern aus (Wetzell 2004).

In Deutschland wurden besonders in den 1980iger und 1990iger Jahren zum Teil sehr umfangreiche Studien zum Einfluss unterschiedlicher Pflanzenbau- und Pflanzenschutzstrategien, vor allem zum Vergleich konventioneller und ökologischer Bewirtschaftungsverfahren, auf Arthropodengesellschaften auf landwirtschaftlichen Produktionsflächen durchgeführt. Diese Vergleiche sind insofern besonders aufschlussreich, als im Ökolandbau keine synthetischen chemischen Pflanzenschutzmittel angewendet werden. Allerdings werden im Ökolandbau auch keine synthetischen chemischen Dünger eingesetzt und stärker vorbeugende Maßnahmen eingebunden, so dass der Faktor Pflanzenschutz nicht immer herausgestellt werden kann. Eine internationale Studie, die zehn europäische und zwei afrikanische Regionen untersucht hat, konnte prinzipiell eine höhere Artenvielfalt für den Ökolandbau feststellen, doch ist neben der Art und Intensität der Bewirtschaftung auch die Anzahl an unterschiedlichen Lebensräumen entscheidend. Auch Öko-Betriebe müssen Artenvielfalt gezielt fördern, indem sie zum Beispiel zusätzliche artenreiche Lebensräume erhalten (Schneider et al. 2014).

Unter den vielen Untersuchungen sind u. a. langjährige Feldstudien zur Beeinträchtigung unterschiedlicher Anbau- und Pflanzenschutzsysteme auf die biologische Vielfalt von Spinnen-, Laufkäfer- und Kurzflügler-Gesellschaften an der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg hervorzuheben. Im Einzelnen sei auf die Arbeiten von Al Hussein et al. (1990; 1991), Lübke-Al Hussein (1995), Lübke-Al Hussein & Al Hussein (1999), Lübke-Al Hussein & Wetzel (1993; 1994), Volkmar et al. (1999), Wetzel (2004) und Kreuter (1998; 2002) verwiesen. Wetzel (2004) hat diese und weitere Ergebnisse aus drei Jahrzehnten in einem Buch „Integrierter Pflanzenschutz und Agroökosysteme“ zusammengefasst. Das Hauptaugenmerk dieser Untersuchungen lag auf der Analyse des Einflusses unterschiedlicher Pflanzenschutzstrategien und -intensitäten auf Arthropodengesellschaften in Getreidefeldern im Mitteldeutschen Trockengebiet. Besondere Beachtung verdient die Untersuchung von Lübke-Al Hussein (1997) zur Bedeutung der Stichprobengröße bei der Beurteilung der Biodiversität von Laufkäfern. Die Autorin wertete 11 Versuche zwischen 1989 -1994 in Sachsen-Anhalt aus und kam zu dem Schluss, dass zwischen der Anzahl Bodenfallen und der festgestellten Artenzahl von Laufkäfern ein direkter degressiver Zusammenhang besteht. Mit 6 bzw. 9 Bodenfallen konnten 64 % bzw. 70 % der im Feld vorkommenden Arten erfasst werden (Lübke-Al Hussein 1997).

Daneben sind Studien von Poehling (1986), Poehling und Dehne (1984; 1986), Poehling et al. (1985; 1994), Niehoff et al. (1994) und Basedow et al. (1976; 1987) in Niedersachsen zu erwähnen, die sich ebenfalls den epigäischen Raubarthropoden unter dem Einfluss von Bewirtschaftung und Pflanzenschutz in Ackerbaukulturen widmeten. Grundsätzlich konnte in diesen Untersuchungen innerhalb der Indikatorengruppen Laufkäfer, Kurzflügler und Spinnen eine höhere Biodiversität auf extensiv bzw. ökologisch bewirtschafteten Flächen festgestellt werden, wenngleich, wie auch in den Untersuchungen im mitteldeutschen Ackerland (Wetzel 2004), auf den konventionell bzw. integriert bewirtschafteten Feldern permanent hohe Artenvielfalten nachgewiesen wurden, die durchaus mit denen älterer Studien von Heydemann (1957) und Weigmann (1987) vergleichbar waren. Auch Basedow (1987) und Basedow et al. (1976, 2011) untersuchten die Auswirkungen des Pflanzenschutzes auf epigäische Raubarthropoden, insbesondere Laufkäfergesellschaften. In 14-jährigen Studien (1971-1984) kamen auch sie zu dem Schluss, dass Laufkäfer im Getreideanbau eine höhere Artenvielfalt auf weniger intensiv bewirtschafteten Flächen entwickelten.

Büchs (2012) setzte sich intensiver mit einigen der im vorherigen Abschnitt aufgeführten Studien zur Evertrebraten-Biodiversität landwirtschaftlicher Nutzflächen auseinander und hielt fest, dass bei der Interpretation und dem Vergleich der Erkenntnisse die Standortbedingungen wie das Klima und die sich daraus ergebende Anpassung der jeweiligen Fauna einbezogen werden müssen. So kann die Artenzusammensetzung scheinbar ähnlicher Habitats (in diesem Fall landwirtschaftlicher Produktionsflächen) nach Büchs (2012) stark variieren. Dies kann dazu führen, dass Maßnahmen oder Bewirtschaftungssysteme, die z. B. eine Erhöhung der strukturellen Vielfalt mit sich bringen, aufgrund artspezifischer Ansprüche unterschiedliche Auswirkungen auf die Arthropodenvielfalt haben können. Solche Maßnahmen sind ein wichtiger Baustein im ökologischen und integrierten Pflanzenschutz. Büchs (2012) hob zudem hervor, dass die Erhöhung der strukturellen Vielfalt nicht pauschal mit einer Erhöhung der

Arthropodendiversität einhergeht und dass die Interpretation deutlich komplexer ist. Auch der Vergleich einzelner Studien wird dadurch erschwert.

Einige Untersuchungen, beispielhaft seien Schröter und Irmeler (2013) sowie Andersen und Eltun (2000) genannt, befassten sich mit der durch eine Umstellung von konventioneller auf ökologische Bewirtschaftung einhergehenden Veränderung der Abundanzen und Diversität von Laufkäfer- bzw. Staphylinidengesellschaften. In beiden Studien ging die Umstellung auf eine ökologische Bewirtschaftung mit einem Anstieg der Vielfalt der Laufkäfergesellschaften einher. Negative Effekte wurden hingegen für die Staphylinidengesellschaft erfasst, was nach Andersen und Eltun (2000) an einem gestiegenem Konkurrenzdruck gelegen haben kann. Auch der während der konventionellen Bewirtschaftung messbare negative Zusammenhang zwischen Abstand zum Saum (in Richtung Feldinneres) und Artenvielfalt verlor sich im Zuge der Umstellung.

Basedow et al. (2011) konnten Zusammenhänge zwischen der Intensität von Insektizidanwendungen und der Beeinflussung der Laufkäfergesellschaften in Getreidefeldern nachweisen, die je nach Mittel und Wirkstoff variierten. Basedow et al. (2011) haben darüber hinaus festgestellt, dass auch die Formulierung eines Pflanzenschutzmittels Einfluss auf den Grad möglicher Auswirkungen hat.

Wick und Freier (2000) untersuchten auf einem 100 ha-Winterweizenschlag in der Magdeburger Börde die Auswirkungen der Anwendung des Insektizids Karate (Lambda-Cyhalothrin) auf Nichtzielarthropoden nach der Applikation und im Folgejahr, in dem abermals Winterweizen angebaut wurde. Nachdem die Applikation des Insektizids auf der Behandlungsfläche in den folgenden vier Wochen deutliche Auswirkungen auf den Bestand der Nichtzielorganismen zeigte, wurden die Unterschiede zwischen „behandelt“ und „unbehandelt“ im Folgejahr aufgrund der Migrations- bzw. Wiedererholungsprozesse wieder nahezu ausgeglichen.

Schumacher und Freier (2008) konnten in einer 3-jährigen Feldstudie (2004-2006) in der Magdeburger Börde bei einer um 50 % (Low-input) reduzierten Pflanzenschutzmittel-Aufwandmenge (Insektizid, Herbizid und Fungizid) auf den behandelten Flächen (Sommerweizen, Winterweizen, Erbse) signifikant höhere Blattlausgegenspieler-Abundanzen (Marienkäfer, Schwebfliegenlarven, Laufkäfer u. a.), aber nur marginale Effekte auf die Artendiversitäten der Laufkäfer messen. Die Spinnen reagierten empfindlicher, denn es zeigten sich in der Low-input-Variante höhere Dichten und eine höhere Artenvielfalt im Verlauf der drei Untersuchungsjahre. Leider ging die erfreulich höhere Nützlingsdichte und Diversität mit einer unzureichenden Bekämpfung der Blattläuse einher.

Untersuchungen von Wick et al. (2001) beschäftigten sich mit möglichen Auswirkungen von Insektizidbehandlungen (Lambda-Cyhalothrin) in Winterweizen in Kombination mit wendender Bodenbearbeitung in der darauffolgenden Kultur (Zuckerrübe). In der Variante ohne Insektizid und mit wendender Bodenbearbeitung wurden die höchsten Laufkäferabundanzen erfasst. Es konnten weder durch die Insektizidapplikation noch durch die Bodenbearbeitung oder die Kombination beider Pflanzenschutzverfahren nachhaltige negative Auswirkungen auf die Laufkäferabundanzen und ihre biologische Vielfalt gemessen werden.

Auch in anderen landwirtschaftlichen Kulturen und Ländern wurden Untersuchungen zu möglichen Einflüssen von Pflanzenschutzmitteln auf Nichtzielarthropoden durchgeführt. Im Folgenden sollen einige Beispiele aufgeführt werden. So berichtete Kromp (1989) von höheren Laufkäferdichten und -diversitäten in einem ökologisch bewirtschafteten im Vergleich zu einem konventionell bewirtschafteten (Herbizidapplikation und höhere Nährstoffversorgung) Kartoffelbestand in Österreich. Auch Pfiffner und Luka (2003) haben in einer dreijährigen Freilandstudie in der Schweiz signifikant höhere Laufkäferdichten und -diversitäten in ökologisch bewirtschafteten Getreidefeldern erfasst. Die Niederländer Booij und Noorlander (1992) haben Laufkäfer-, Kurzflügelkäfer- und Spinnenabundanzen und -diversitäten in Weizen, Erbse, Zuckerrübe, Kartoffel, Zwiebel und Möhre bei konventioneller, integrierter und ökologischer Bewirtschaftung verglichen. Sie kamen zu dem Ergebnis, dass die jeweilige Kultur und ihre Eigenschaften (z. B. Bestandesdichte und Bestandesschluss) von größerer Bedeutung für die Arthropodendichte und -diversität waren als die Intensität der Bewirtschaftung bzw. des Pflanzenschutzes. Dabei konnten sie bei den Laufkäfern generell einen größeren Einfluss durch die Kultur und die Bewirtschaftung messen als bei den Kurzflügelkäfern und Spinnen. Weibull et al. (2003) führten umfangreiche Freilandstudien in Ostschweden durch. Sie betrachteten dabei sowohl ökologisch als auch konventionell wirtschaftende Betriebe, Getreide- und Graslandflächen, naturnahe Weideflächen und verschiedenste Arthropodentaxa wie Laufkäfer, Falter und Spinnen. Sie konnten bis auf die Gruppe der Laufkäfer zwischen den Bewirtschaftungssystemen keine Unterschiede in der Artenvielfalt messen. Im Falle der Laufkäfer konnten sie, im Gegensatz zu vielen anderen Studien, eine höhere Artenvielfalt in konventionell bewirtschafteten Systemen erfassen. Sie verwiesen darauf, dass die Artenvielfalt hauptsächlich vom Habitattyp beeinflusst wurde und dass diese mit dem Grad der Heterogenität der Landschaftsstruktur positiv korrelierte. In einer dreijährigen kanadischen Freilandstudie von Melnychuk et al. (2003) konnten keine Unterschiede innerhalb der Laufkäferdiversitäten und -abundanzen intensiv und ökologisch bewirtschafteter Getreide- und diverser Futtergetreideflächen nachgewiesen werden. Untersuchungen im Freistaat Sachsen (Wanner et al. 2005) befassten sich mit möglichen Effekten von Insektizidanwendungen zur Nonnen-Bekämpfung in Kiefernwäldern, die Autoren konnten keine negativen Effekte auf Laufkäfergesellschaften nachweisen. Vielmehr wiesen diese Studien auf vorrangig witterungsbedingte Einflüsse hin.



**Abbildung 3.** Wichtige Laufkäferarten auf Ackerflächen (<sup>1</sup>*Anchomenus dorsalis*, <sup>2</sup>*Loricera pilicornis*, <sup>3</sup>*Bembidium quadrimaculatum*, <sup>4</sup>*Calathus melanocephalus*) (aus Wetzel 2004)

**Bestäubern** kommt aufgrund ihrer Funktion als bedeutende Ökosystemdienstleister ein hoher Stellenwert in Hinblick auf mögliche Beeinflussungen durch den Pflanzenschutz zu (Allen-Wardell et al. 1998; Kevan 1999; Brown & Paxton 2009; Pfiffner & Müller 2014). Die Gruppe der Bienen, welche u. a. Solitärbiene, Hummeln und Honigbienen umfasst, stellt den größten Anteil dieser Indikatorengruppe (Brown & Paxton 2009). In intensiv bewirtschafteten Agrarflächen in Sachsen-Anhalt konnten in den Jahren 2005 bis 2007 neben Honigbienen auch 106 Wildbienenarten, davon 32 Rote-Liste-Arten, erfasst werden (Saure et al. 2013). Ihre biologische Vielfalt wird nach Brown und Paxton (2009) neben dem Auftreten invasiver Arten, Krankheiten, der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln und dem Klimawandel insbesondere durch den Verlust von Habitaten, z. B. durch intensive Landnutzungsformen, gefährdet. Entsprechend ihrer Lebensweise als Nektarkonsumenten geht von Pflanzenschutzmaßnahmen, insbesondere der Anwendung von chemischen Pflanzenschutzmitteln, in der Blütephase von Kulturpflanzen, z. B. in Apfel oder Raps, eine besondere Gefahr für negative Einflüsse auf Bestäuber und deren biologische Vielfalt aus. Auch die Verdriftung von Beizstäuben kann eine Gefährdung für Bestäuber darstellen. An dieser Stelle sollen die gravierenden Bienenvergiftungen im Jahr 2008 nicht unerwähnt bleiben, welche nachweislich der Verdriftung neonikotinoide Beizstäube bei der Aussaat von Mais zuzuordnen waren (u. a. Forster 2009; Pistorius et al. 2009; Heimbach & Stähler 2010).

Eine ungünstige Konstellation aus Witterung, Jahreszeit, Bienenflug und technischen Defiziten bei der Beizung von Maissaatgut zur Bekämpfung des Befalls mit dem Westlichen Maiswurzelbohrer, hatte zur Schädigung bzw. Vernichtung von 11.500 Bienenvölkern geführt. Die meisten Studien zum Einfluss des Pflanzenschutzes auf Bestäuber beschäftigten sich mit direkten Effekten, vorrangig chemischer synthetischer Pflanzenschutzmittel auf die Vitalität bzw. Mortalität einzelner Arten innerhalb dieser Indikatorengruppe, insbesondere auf Honigbienen (u. a. Smith & Stratton 1986; Blacquiére et al. 2012; Gill et al. 2012; Goulson 2013; Rundlof et al. 2015). Die Auswirkungen auf Wildbienen, wie Solitärbienen oder Hummeln, sind dahingehend bislang nur selten untersucht worden. Es ist davon auszugehen, dass sich durch Pflanzenschutzmaßnahmen hervorgerufene negative Effekte auf die Vitalität und das Überleben einzelner oder mehrerer Arten einer Bestäubergesellschaft auf deren biologische Vielfalt auswirkt. Eine genaue Quantifizierung möglicher Veränderungen der Vielfalt der gesamten Bestäubergesellschaft ist auf Basis solcher Erkenntnisse allerdings nicht möglich, da z. B. unterschiedliche Sensibilitäten einzelner Arten im Hinblick auf die jeweiligen Wirkstoffe vorliegen. Darüber hinaus wird davon ausgegangen, dass Honigbienen im Vergleich zu Hummeln und Solitärbienen ein relativ hohes Potential haben, Verluste innerhalb ihrer Populationen zu puffern (EASAC 2015).

Insgesamt gesehen liegen nur wenige Quellen über Untersuchungen zum direkten Einfluss des Pflanzenschutzes auf die biologische Vielfalt von Bestäubergesellschaften vor. Potts et al. (2010) beschäftigten sich mit den Ursachen des Rückgangs der Biologischen Vielfalt von Bestäubern und nannten neben anderen wesentlichen Einflussfaktoren, wie der Landnutzungsänderung und den damit einhergehenden Habitatverlusten, auch den steigenden Einsatz von Pflanzenschutzmitteln als mögliche Ursache des Artenrückgangs innerhalb dieser Gruppe.

Aufgrund der Bienenvergiftungen im Jahr 2008 erfolgten in den letzten Jahren zahlreiche Untersuchungen zu Effekten der Anwendung neonicotinoider Insektizidwirkstoffe auf die Indikatorengruppe der Bestäuber. So konnten Schneider et al. (2012), Henry et al. (2012) und Whitehorn et al. (2012) in Modellversuchen mit den Wirkstoffen Thiamethoxam, Clothianidin und Imidacloprid subletale Wirkungen auf Honigbienen und Hummeln nachweisen. In einer im Auftrag der European Food Safety Authority (EFSA) durchgeführten Studie wurden die in den o.g. Untersuchungen verwendeten Wirkstoffmengen mit realen Expositions- bzw. Aufnahmeleistungen verglichen (EFSA 2012). Je nach Wirkstoff und Studie entsprachen die verwendeten Mengen teilweise real möglichen Aufnahmemengen, wobei darauf verwiesen wurde, dass es sich dabei um „worst case-Szenarien“ handelte und die Studien darüber hinaus zum Teil zu kurze, von realen Bedingungen abweichende Zeiträume für die Aufnahme der Fraßmengen betrachteten. Inwiefern metabolische Abbauprozesse in den Honigbienen und Hummeln die gefundenen Effekte zu verändern vermögen, ist schwer zu beurteilen. Dazu bedarf es laut des entsprechenden Berichtes der EFSA aus dem Jahr 2012 weiterer Untersuchungen. Fischer et al. (2014) verwendeten einen „catch and release-Ansatz“ zur Untersuchung möglicher Einflüsse von Neonicotinoiden (Imidacloprid, Clothianidin und Thiacloprid) auf das Flugverhalten von Honigbienen. Auch sie konnten signifikant negative Einflüsse auf das Flugverhalten und Navigationsvermögen der Honigbienen durch die orale Aufnahme von Insektiziden messen.

Neben den genannten Organismengruppen stellen auch **Tagfalter** eine wichtige Indikatorengruppe bei der Bewertung des ökologischen Zustandes von Agrarökosystemen dar. Insbesondere Insektizidanwendungen können Tagfalter, die sich während und nach der Applikation auf den Produktionsflächen aufhalten, gefährden. Nach Hoffmann (2015) können auch solche Arten betroffen sein, die große Aktionsradien besitzen und regelmäßig Produktionsflächen, wie Obst- und Weinflächen aber auch Ackerkulturen, aufsuchen. Dazu zählen z.B. Ubiquisten wie Tagpfauenauge, Admiral und Distelfalter, mesophile Offenlandarten, z. B. Goldene Acht, Kleiner Feuerfalter und Schachbrett, mesophile Arten gehölzreicher Übergangsbereiche, z. B. Aurorafalter, Schornsteinfeger und Brauner Feuerfalter, mesophile Waldarten, z. B. Landkärtchen, C-Falter und Waldbrettspiel, xerothermophile Offenlandarten, z.B. Malven-Dickkopffalter und xerothermophile Gehölbewohner, z.B. Kreuzdorn-Zipffalter (Kretschmer 1995).

Ergebnisse des in Europa entwickelten Tagfalter-Indikators beziehen sich auf Graslandlebensräume. In der dokumentierten Zeitspanne von 1990 bis 2011 zeichnet sich für diesen Lebensraumtyp ein negativ gerichteter Trend ab (EEA 2013). Die Ergebnisse der nationalen Monitorings in Deutschland besagen u. a., dass Tagfalterpopulationen großen natürlichen Bestandsschwankungen unterliegen und deshalb seriöse Aussagen zu den Bestandstrends erst nach längeren Zeiträumen von mindestens zehn Jahren möglich sind (UFZ 2015). Ein Bezug zu Wirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf die Diversität dieser Gruppe findet sich in der Aufbereitung dieser Tagfalter-Daten jedoch nicht.

Neben der Artenvielfalt an sich stellt auch die Ab- bzw. Anwesenheit gefährdeter Arten (Rote-Listen-Arten), eine wichtige Betrachtungsweise bei der Bewertung der Einflüsse auf die biologische Vielfalt dar. In einer Studie des Landes Rheinland-Pfalz wird der hohe Wert von xerothermen Weinberg-Steillagen als Habitat für xerophile, besonders schützenswerte Arthropodenarten, wie den Apollo-Falter, den Orion-Falter sowie die Blau- und Rotflügelige Ödlandschrecke hervorgehoben (Jörg et al. 2014). Ebenfalls wurde der mögliche Einfluss von Fungizidanwendungen per Hubschrauber auf das Vorkommen der genannten Arten in Weinberg-Steillagen durch die Sichtung vorhandener Literatur (u. a. Korneck 1974; Richarz et al. 1989; Riecken et al. 1994; Sander 1995) und die Durchführung eigener durch das Bundesamt für Naturschutz (BfN) und das Ministerium für Umwelt und Forsten (MUF) des Landes Rheinland-Pfalz geförderter Untersuchungen in den Jahren 1998 bis 2006 beleuchtet und auf Basis der gewonnenen Erkenntnisse für die Erhaltung der genannten Arten als nicht gefährlich eingestuft. Des Weiteren verwiesen die Autoren darauf, dass es in Weinbau-Steillagen durch spezielle Nutzungskonzepte, z. B. den Verzicht auf die Ausbringung von Insektiziden und Akariziden mit Luftfahrzeugen, innerhalb der letzten Jahrzehnte ein Ausgleich zwischen den Anforderungen des Pflanzenschutzes und Naturschutzes gefunden wurde.

Im Fokus zahlreicher Studien standen auch die direkten Einflüsse des Anbaus transgener Kulturpflanzen, insbesondere *Bt*-Mais, z. T. im unmittelbaren Vergleich mit Insektizidanwendungen auf verschiedene Gruppen der Nichtzielarthropoden (u. a. Losey et al. 1999; Lozzia 1999; Brooks et al. 2003; Dively 2005; Felke & Langenbruch 2003, 2005; Ludy und Lang 2006; Schorling & Freier 2006; Rose & Dively 2007; Wendt et al. 2010; Freier et al. 2011). Klare Aussagen zu abträglichen Einflüssen des Anbaus von gentechnisch verändertem *Bt*-Mais auf die Biodiversität von Arthropoden ergaben diese Untersuchungen nicht.

## **Fazit**

Zu den direkten Wirkungen des Pflanzenschutzes auf die Diversität von Arthropoden auf den Produktionsflächen, die im Bestand und auf dem Boden (epigäisch) vorkommen, erfolgten zahlreiche Untersuchungen und langfristige Studien, so dass sehr viele Erkenntnisse vorliegen. Sie betreffen besonders häufig Spinnen- und Laufkäfergesellschaften. So ergaben zahlreiche wissenschaftliche Vergleiche beispielsweise höhere Laufkäferdiversitäten auf ökologisch bewirtschafteten Agrarflächen (ohne Anwendung synthetischer chemischer Pflanzenschutz- und Düngemittel) als auf konventionell bewirtschafteten Flächen, wobei auch dort hohe Laufkäferdichten und –diversitäten registriert werden konnten. Eine Abgrenzung des Einflussfaktors Pflanzenschutz war in diesen Studien nicht möglich. Andere Untersuchungen belegten negative Effekte des Pflanzenschutzes, insbesondere von Insektizidanwendungen, im Feld- und Obstbau auf die biologische Vielfalt dort lebender Arthropodengesellschaften. Dabei zeigte sich aber auch, dass die abträglichen Effekte auf die Diversität aufgrund der Wiedererholungsprozesse oftmals begrenzt blieben. Besonders wurde die Gesellschaft der Bestäuberinsekten beobachtet, wobei bisher selten deren Diversität im Fokus der Betrachtungen lag. Obwohl negative Effekte von Insektiziden, vor allem aus der Gruppe der Neonikotinoide, auf Honigbienen nachgewiesen wurden, können derzeit noch keine wissenschaftlich gesicherten Aussagen zu den direkten Auswirkungen des Pflanzenschutzes auf die Diversität der Bestäubergesellschaft getroffen werden.

### **3.1.1.2 Angrenzende Fläche**

Direkte Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf Arthropoden auf angrenzenden Flächen entstehen hauptsächlich durch die Abdrift von Pflanzenschutzmitteln. Diese Effekte spielen eine große Rolle im Zulassungsverfahren und führen dazu, dass bestimmte Pflanzenschutzmittel nur bei Einhaltung von Abstandsaufgaben zu sensiblen Gebieten wie beispielsweise Fließgewässer oder Saumstrukturen angewendet werden dürfen. Saumbiotop stellen nach Kühne et al. (2002) die wichtigsten Nachbarschaftsstrukturen zu Ackerflächen dar. Sie können je nach Beschaffenheit, Gestaltung und Struktur in ihrem floristischen und faunistischen Inventar variieren und beherbergen ganz unterschiedliche Arthropodengesellschaften (Mückschel 1997; Kühne et al. 2000). Nach Kühne et al. (2002) stellen breite kombinierte Rain-Heckenstrukturen besonders arten- und individuenreiche Saumstrukturen dar.

Kühne et al. (2002) führten in den Jahren 1998 bis 2001 eine Feldstudie zum Einfluss zu Auswirkungen der Abdrift des Insektizids Karate (Lambda-Cyhalothrin) in Winterweizen auf Arthropoden in einem angrenzendem krautigen Saumbiotop durch. Sie konnten unter Einbeziehung unterschiedlicher Indikatorengruppen, wie Bodenmilben, Laufkäfer, Spinnen und Heuschrecken keine bedeutenden Wirkungen der Abdrift messen (Kühne et al. 2002). Nur in einem der drei untersuchten Jahre konnte die zuvor mit Hilfe von Abdriftmodellen und in der Zulassung von Pflanzenschutzmittel verwendeten Toxizitätseckwerten berechnete erhöhte Gefährdung von Milben im Saumbiotop bestätigt werden. Für Heuschrecken wurde eine signifikante, aber nur kurzfristige Abnahme der Individuenzahlen nach der

Insektizidbehandlung ermittelt, die nach 14 Tagen nicht mehr messbar war. Mögliche Gründe dafür können Wiedererholungs- und Wiederbesiedelungsprozesse sein. Kühne et al. (2002) wiesen insbesondere darauf hin, dass die im Zulassungsverfahren verwendeten Toxizitätsdaten, die für die Abschätzung möglicher Risiken der Pflanzenschutzmittelanwendung herangezogen werden, keinen prognostischen Charakter für die reale Gefährdung im Feld besitzen. Vielmehr dienen sie dazu, mit hoher Sicherheit unerwünschte Auswirkungen auszuschließen. Für die Abschätzung der realen Gefährdung der Arthropoden im Saum sind verschiedene Faktoren, wie Wind und Vegetationsstruktur, die die Abdrift von Pflanzenschutzmitteln in angrenzende Flächen maßgeblich beeinflussen, sowie die Prozesse der Wiederholung und Neubesiedelung dringend einzubeziehen.

Neben Kühne et al. (2002) widmeten sich auch Bundschuh et al. (2012) der bislang nur selten näher beleuchteten Fragestellung möglicher Auswirkungen durch Abdrift von Pflanzenschutzmitteln, insbesondere Insektiziden, auf Heuschrecken. Im Rahmen ihrer Untersuchungen führten sie u. a. Dichteerhebungen von Heuschreckengesellschaften in mit Pflanzenschutzmitteln behandelten und an Getreidefelder, Weinbauflächen und Obstbauflächen angrenzenden Saumbiotopen durch und verglichen die dort erhobenen Werte mit Graslandbiotopen, dem hauptsächlichen Biotoptyp vieler Heuschreckenarten. Die Untersuchungen von Bundschuh et al. (2012) ergaben, dass die Individuendichte mit steigender Entfernung von der Produktionsfläche zunahm und in einem Abstand von 9 bis 20 m nahezu an die typischen Werte der Graslandbiotope heranreichten, wobei dies nicht für an Obstbauflächen angrenzenden Saumbiotope zutrifft. Die Autoren erklärten dies mit den hohen Abdriftwerten (siehe auch Abb. 1) und dem verhältnismäßig hohen Insektizideinsatz in Obstgehölzen. Aussagen über mögliche Einflüsse auf die Diversität der Heuschreckengesellschaften wurden nicht getroffen. Da keine Auswertungen mit direktem Bezug zur Anwendung von Pflanzenschutzmitteln erfolgten, konnten auch dahingehend keine statistisch gesicherten Aussagen abgeleitet werden. Abbildung 4 zeigt *Chorthippus apricarius*, eine der typischen Arten der Heuschreckengesellschaften in krautigen Saumstrukturen.



**Abbildung 4.** *Chorthippus apricarius*, eine der typischen Arten der Heuschreckengesellschaften in krautigen Saumstrukturen (Fotos: JKI, Kühne)

Eine Studie im Auftrag des Umweltbundesamtes (UBA) beschäftigte sich mit der Aufnahme und Typisierung der Organismengemeinschaften (Biozöosen) von grasreichen Feldrainen (Roß-Nickoll et al. 2004). Dabei wurden sowohl Pflanzen als auch Arthropodenarten erfasst.

Ein Hauptanliegen war es Schlüsselarten zu identifizieren, um u. a. die Repräsentativität der im Rahmen des Pflanzenschutzmittel-Zulassungsverfahrens betrachteten Indikatorarten zu überprüfen. Die Analysen ergaben, dass die im Zulassungsprozess verwendeten Indikatorarten einige wichtige und typische Arten der erfassten Biozöosen repräsentieren, aber die biologische Vielfalt nur unzureichend widerspiegeln, was die Autoren insbesondere mit dem verhältnismäßig hohen Wiedererholungspotential einiger Haupttestarten begründeten.

Fortpflanzung und Aktivitätsmuster vieler Tagfalter stehen in Beziehung zum Vorkommen naturnaher Kleinstrukturen, z. B. von Feldhecken mit krautigen Säumen, in den Ackerbaugebieten (Kretschmer et al. 1995; Hoffmann et al. 2000). Direkte und indirekte Auswirkungen auf Populationen von Tagfalterarten sind daher bei Abdrift von Insektiziden, auch in den durch naturnahe Kleinstrukturen gut strukturierten Ackerbaugebieten, nicht auszuschließen (Hoffmann 2015). Konkrete Untersuchungsergebnisse lagen im Schrifttum allerdings nicht vor.

## **Fazit**

Untersuchungen zeigten, dass Arthropodengesellschaften auf angrenzenden Flächen durch den Pflanzenschutz, vor allem durch die Abdrift von Insektiziden, direkt beeinflusst werden können. Darüber hinaus belegen Studien, dass die aufgezeigten Effekte insbesondere in unmittelbarer Nähe, das heißt in den ersten Metern, zum Rand der Produktionsfläche stattfinden und maßgeblich von der angebauten Kultur abhängen. So ist die Gefahr für negative Auswirkungen der Abdrift auf Arthropodengesellschaften im Saum aufgrund der Bestandesstrukturen und Applikationstechnik für Pflanzenschutzmittel in Obstanlagen höher einzuschätzen als neben Getreidefeldern. Die Auswirkungen der Abdrift von chemischen Pflanzenschutzmitteln auf die biologische Vielfalt in Säumen wurden nur in wenigen Untersuchungen beleuchtet, wobei sich diese Studien auf Milben, Spinnen, Laufkäfer und Heuschrecken konzentrierten.

## **3.1.2 Indirekte Einflüsse auf die Diversität von Arthropoden**

### **3.1.2.1 Produktionsfläche**

Indirekte Effekte von Pflanzenschutzverfahren auf Arthropodengesellschaften auf den Produktionsflächen entstehen hauptsächlich über trophische Ketten. Es ist beispielsweise bekannt, dass jede Art eines Ackerbegleitkrautes das Auftreten von 10 bis 15 mit ihm vergesellschafteten Arthropodenarten nach sich zieht. Auch das Vorkommen und die biologische Vielfalt von Nützlingen sind eng mit dem Vorhandensein von Nahrungsquellen verknüpft. Das schließt die Bereitstellung von Pollen und Nektar aber auch eine gewisse Schaderregerabundanz mit ein (Hausmann et al. 2005). So kann jede Veränderung der Diversität der Ackerbegleitflora (Segetalflora) oder der tierischen Schaderreger, z. B. durch die Anwendung von Herbiziden oder Insektiziden sowie nichtchemischer Pflanzenschutzverfahren, indirekt auf die Arthropodendiversität wirken. Den

Nichtzielarthropoden selbst oder ihren Nahrungsquellen werden damit Habitate und Nahrungsgrundlagen entzogen (u. a. Wetzel 2004; Hoffmann 2012; Oppermann & Paracchini 2012). Die meisten Studien zu indirekten Effekten auf Arthropoden in Produktionsflächen liegen zu diesen Zusammenhängen vor. Wetzel (2004) stellte heraus, dass die konsequente Umsetzung des Schwellenwertkonzepts bei Getreideblattläusen unnötige Insektizidanwendungen ausschließt und der tolerierbare Befall einer Vielzahl von natürlichen Gegenspielern der Blattläuse die Existenz sichert.

Hoffmann (2012) wies auf die Schlüsselfunktion des extensiv genutzten „High-Nature-Value-Farmland“ für die Erhaltung der Biodiversität hin und stellte anhand von Biotopkartierungen eine deutlich höhere Diversität innerhalb der Segetalflora auf extensiv genutzten im Vergleich zu intensiv genutzten Getreideflächen fest. Er verwies darauf, dass die Erhaltung der Artenvielfalt innerhalb der Segetalflora der Erhaltung von Mikrohabitaten und Nahrungsquellen für Insekten und dementsprechend auch der Erhaltung ihrer Diversität dient.

Auch eine mögliche Abnahme der Anzahl und Diversität von bestäubenden Insekten, welche durch die Schädigungen infolge der Anwendung von Insektiziden oder einem Mangel an geeigneten Nisthabitaten hervorgerufen werden könnte, kann mit indirekten Effekten auf die biologische Vielfalt anderer Arthropodengruppen in der Agrarlandschaft einhergehen. Kommt es durch Schädigungen dieser Indikatorengruppe zu einer geringeren Diversität innerhalb von Ackerbegleitflorgesellschaften, können auch dadurch Nahrungsquellen oder Habitate für andere Arthropodengruppen verloren gehen. Kevan et al. (1997), Allen-Wardell et al. (1998) und Kearns et al. (1998) verwiesen darauf, dass die Erhöhung der Diversität von Bestäuberinsekten, u. a. durch angepasste landwirtschaftliche Praktiken, einen wesentlichen Beitrag zur Verbesserung der „pollination crisis“ und der mit ihr einhergehenden Ökosystemdienstleistungen sowie der Erhaltung der Biodiversität leisten kann.

Ein weiterer indirekter Effekt durch die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln, insbesondere Herbiziden, und der Diversität von Arthropodengesellschaften auf den Produktionsflächen kann dadurch entstehen, dass die Anwendung von Herbiziden eine nichtwendende Bodenbearbeitung ermöglicht, was der Biologischen Vielfalt, insbesondere epigäischer Arthropoden, zuträglich sein kann (z.B. Marasas et al. 2001; Lübke-Al Hussein et al. 2009; Fischer et al. 2010).

Indirekte Auswirkungen des Pflanzenschutzes auf Tagfalter können insbesondere dann entstehen, wenn als Folge der Anwendung von Herbiziden oder nichtchemischen Unkrautbekämpfungsverfahren die Segetalflora und deren Nektar- und Pollenangebot für Tagfalter reduziert wird (Hoffmann 2015). Außerdem fungiert eine Reihe von Wildpflanzenarten der Äcker, von älteren selbstbegrüntem Ackerbrachen und an die Äcker angrenzende Kleinstrukturen als Wirtspflanzen für die Ablage der Schmetterlingseier sowie für die Entwicklung der Schmetterlingsraupen.

Auch zu indirekten Einflüssen des Anbaus transgener Kulturpflanzen auf die Diversität innerhalb von Nichtzielarthropodengesellschaften liegen einige Untersuchungsergebnisse vor. Die meisten Studien beziehen sich vorrangig auf einzelne Arthropodenarten und ermittelten zum Teil gegenläufige Erkenntnisse, so dass derzeit keine klaren Aussagen getroffen werden können (z.B. Hilbeck et al. 1998; Vojtech et al. 2005; Obrist et al. 2006; Romeis et al. 2006).

## **Fazit**

Indirekte Wirkungen des Pflanzenschutzes auf Arthropodengesellschaften auf Produktionsflächen können sich vor allem aus dem Verlust von Nahrungsquellen, z. B. Ackerbegleitpflanzen und tierische Schaderreger, oder Habitaten ergeben. Dementsprechend sind durch die Anwendung von Insektiziden bzw. Herbiziden oder die Durchführung anderer nichtchemischer Pflanzenschutzverfahren auch indirekte Auswirkungen auf die Diversität von Arthropodengesellschaften auf den Produktionsflächen zu erwarten. Im Vergleich zu den direkten Einflüssen des Pflanzenschutzes wurden die indirekten Einflüsse allerdings weitaus seltener untersucht, weshalb in vielen Fällen Bewertungen mit großen Unsicherheiten verbunden sind.

### **3.1.2.2 Angrenzende Fläche**

Grundsätzlich gelten für die angrenzenden Flächen die gleichen grundlegenden Aussagen zu den indirekten Effekten von Pflanzenschutzverfahren auf Arthropodengesellschaften wie auf den Produktionsflächen. Effekte sind insbesondere über trophische Ketten zu erwarten. Anzunehmen ist, dass vor allem Veränderungen der Zusammensetzung der Pflanzengemeinschaften in den Säumen infolge Abdrift von Herbiziden (z.B. Fritz-Köhler 1996) oder Eutrophierung sowie Veränderungen innerhalb tierischer Nahrungsquellen, z. B. durch die Abdrift von Insektiziden, die daran gebundenen Arthropodengesellschaften modifizieren. Allerdings wurden bislang nur sehr wenige wissenschaftliche Untersuchungen zu dieser Thematik durchgeführt oder sie waren nicht zentraler Inhalt der Untersuchungen und sind aus diesem Grund in Hinblick auf ihre Aussagekraft begrenzt verwertbar.

## **Fazit**

Wie bereits für die Produktionsflächen zutreffend, beschäftigten sich in der Vergangenheit nur wenige Studien mit indirekten Effekten von chemischen Pflanzenschutzmaßnahmen auf die Diversität von Arthropodengesellschaften auf angrenzenden Flächen. Insbesondere die Abdrift von Herbiziden und Insektiziden kann indirekte Auswirkungen auf die Biodiversität der Arthropodengesellschaften der angrenzenden Lebensräume haben, die in der Regel punktuell und nur im unmittelbaren Randbereich zur Produktionsfläche auftreten. Bewertungen dieser Effekte sind jedoch aufgrund der geringen Datenlage mit großen Unsicherheiten verbunden.

## **3.2 Pflanzengesellschaften**

### **3.2.1 Direkte Einflüsse auf die Diversität von Pflanzengesellschaften**

#### **3.2.1.1 Produktionsfläche**

Zur Ackerbegleitflora (Segetalflora) Ackerflächen zählen in Deutschland rund 350 Pflanzenarten. Werden unterschiedliche Altersstadien selbstbegrünter Ackerbrachen einbezogen, erhöht sich diese Zahl beträchtlich (Hoffmann 2015). Hoffmann (2015) stellt fest: „Die Einführung der Saatgutreinigung sowie Veränderungen des Anbauspektrums der Kulturpflanzen, der Düngung, der Anwendung von Herbiziden sowie Standortnivellierungen durch Melioration, haben Einfluss auf die Artenvielfalt und Zusammensetzung der Segetalflora genommen. Das Verschwinden von „Saatunkräutern“, der Rückgang von spezialisierten Arten (Kalk-, Säure- und Feuchtezeiger) sowie auch die Zunahme nitrophiler Arten, das vermehrte Auftreten von Rhizom- und Wurzelunkräutern und die Ausbreitung von Neophyten stehen damit im Zusammenhang (Hilbig & Bachthaler 1992). Zudem wird auf die Zunahme einiger herbizidverträglicher Arten hingewiesen (Hilbig & Bachthaler 1992). Insgesamt wird aber eine starke Abnahme der Artenvielfalt der Segetalflora sowie eine Zunahme gefährdeter Arten konstatiert (Hilbig & Bachthaler 1992; Meyer et al. 2014). Der Populationsrückgang vieler typischer Arten der Segetalflora liegt nach Schätzungen von Meyer et al. (2014) bei 95 % bis 99 %.“

Ein bundesweiter floristischer Biodiversitätsindikator existiert gegenwärtig in Deutschland nicht. Allerdings wurde der Indikator „Artenreiches Agrarland“ eingeführt, der auf Kennartenlisten von Wildpflanzenarten und drei Wertstufen für als artenreiches Agrarland eingestufte Flächen beruht. Die bislang für die Jahre 2009 und 2013 veröffentlichten Indikatordaten zeigen einen Rückgang der Flächen des artenreichen Agrarlandes um 10,4 %. In wie weit dies im Zusammenhang mit der Anwendung von Herbiziden stehen könnte, bleibt offen (Hoffmann 2015).

Was die direkten Wirkungen auf die Diversität von Ackerbegleitpflanzen betrifft, so sind insbesondere die Anwendung von Herbiziden relevant. Eine Beeinflussung der biologischen Vielfalt durch Herbizide ergibt sich dabei durch einen veränderten Aufwuchs der Ackerbegleitpflanzen. Das bestehende Samenpotential bleibt durch Einsatz von Herbiziden unbeeinflusst, was insbesondere im Hinblick auf eine mögliche Wiedererholung von Bedeutung ist. Dabei sind allerdings temporäre Aspekte nicht außer Acht zu lassen, denn Herbizide werden zumeist über Jahre auf der gleichen Fläche angewendet und die Keimfähigkeit der Samen nimmt mit zunehmendem Alter ab oder andere Faktoren, wie Herbivore und Mikroorganismen, tragen ebenso zur Verringerung des Samenpotentials bei. Außerdem ist davon auszugehen, dass auch bei mechanischer Unkrautbekämpfung die Diversität der Ackerbegleitpflanzengesellschaft verändert wird. Erschwerend bei der Bewertung der Effekte kommt hinzu, dass Zielorganismen und Nichtzielorganismen oftmals die gleichen Arten sind. Denn Ackerbegleitkräuter stellen erst ab einer bestimmten Dichte Unkräuter dar. Ihr Auftreten kann jedoch auch einen bedeutenden Beitrag zur Biodiversität der Agrarlandschaft leisten.

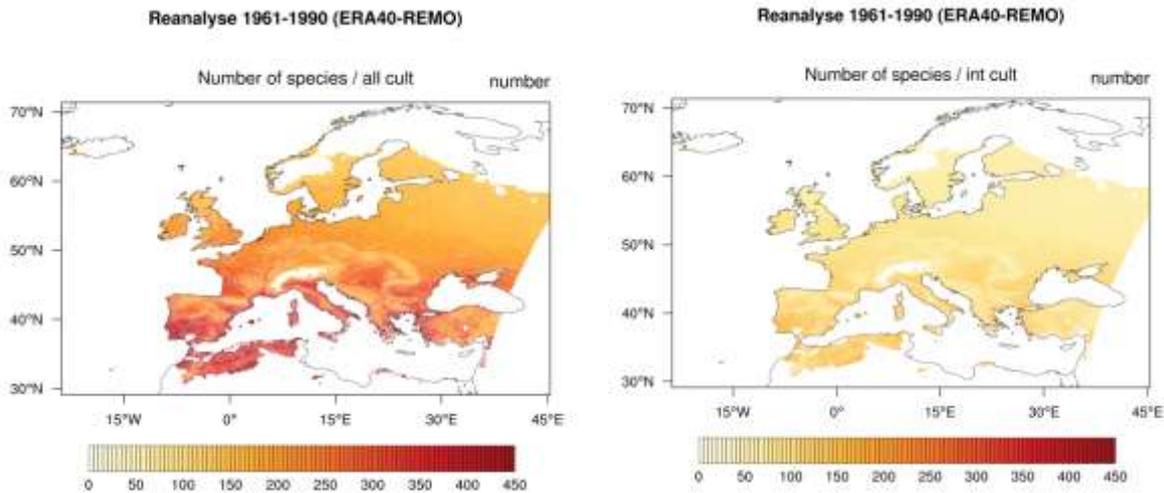
Studien von Hotze und van Elsen (2006), Albrecht (2008), Verschwele und Kirsch-Tietz (2015) und Konnig et al. (2016) konnten positive Effekte des Ökologischen Landbaus, unter

anderem durch die begrenzte Wirksamkeit der dort möglichen Verfahren der Unkrautbekämpfung aber auch durch weitere Faktoren wie eine vielfältigere Fruchtfolge, auf die Diversität der Ackerbegleitflora zeigen.

Becker und Hurlle (1998) sowie Gabriel et al. (2005) kamen im Zuge ihrer Untersuchungen allerdings zu dem Schluss, dass der Standort bzw. die umgebende Landschaftsstruktur einen größeren Einfluss auf die Ackerbegleitflora hatte als die Bewirtschaftungsform bzw. die Ausrichtung des Pflanzenschutzes.

Verschwele und Kirsch-Tietz (2015) konnten im Rahmen einer 15-jährigen Langzeit-Freilandstudie (1996-2011) feststellen, dass eine Umstellung von konventioneller auf ökologische Bewirtschaftung zu Beginn des Untersuchungszeitraumes zu einer Erhöhung der Ackerbegleitpflanzendiversität um das Dreifache führte. Zum Zeitpunkt der Umstellung der Bewirtschaftungsweise konnten 19 Pflanzenarten, nach 15 Jahren ökologischer Bewirtschaftung 53 Pflanzenarten detektiert werden, wovon eine Art (*Filago arvensis*) als gefährdet einzustufen war. Auch das Samenpotential stieg von durchschnittlich 764 Samen/m<sup>2</sup> signifikant auf durchschnittlich 11.210 Samen/m<sup>2</sup>. Unerwähnt sollte aber auch nicht bleiben, dass drei Pflanzenarten der Ausgangspopulation (*Galeopsis tetrahit*, *Poa annua* und *Urtica urens*) innerhalb der 15 Untersuchungsjahre verschwanden, möglicherweise verdrängt wurden, und es aufgrund des hohen Verunkrautungsgrades in einigen Fällen zu deutlichen Ertragsminderungen kam.

Glemnitz et al. (2006) untersuchten die Beziehungen zwischen Klima, Nutzungsart und der Artenvielfalt der Segetalflora in Getreideanbaugebieten in Europa. Hoffmann (2015) führt aus, dass mit Hilfe daraus abgeleiteter Gleichungen die Berechnung und die Visualisierung der Artendichten der Segetalflora auf der Basis von 25x25 km Rasterfeldern in Getreideanbaugebieten Europas möglich wurde (Abb. 5, links). Die ermittelte räumliche Verteilung der floristischen Artenvielfalt zeigte bei intensiven Bewirtschaftungsbedingungen unter Verwendung von Herbiziden eine starke Verringerung der floristischen Artenvielfalt (Abb. 5, rechts) (Glemnitz et al. 2006; Hoffmann et al. 2012, 2014). Zudem stellte sich eine Homogenisierung der räumlichen Verteilungsmuster der Segetalflora ein. Daraus leitet Hoffmann (2015) ab, dass Nutzungen ohne Einsatz von Herbiziden sowie Flächen mit zeitweiliger Nutzungsauffassung (selbstbegrünte ein- bis zweijährige Ackerbrachen) eine wesentlich höhere floristische Artenvielfalt zeigten und andererseits auf den mit Herbiziden behandelten Ackerflächen die floristische Artenvielfalt wesentlich niedriger war. Europaweit sowie speziell auch in Deutschland ist somit ein Verlust an Artenvielfalt der Segetalflora als Folge einer intensiven Bewirtschaftung und Anwendung von Herbiziden erkennbar.



**Abbildung 5.** Räumliche Verteilung der Artenvielfalt der Segetalflora (numerische Farbskalierung: Anzahl der auftretenden Arten der Segetalflora) in Getreideanbaugebieten Europas, links: alle Nutzungen, rechts: nur intensive Nutzungen mit Herbiziden; modelliert auf der Basis von Daten aus Felduntersuchungen und daraus abgeleiteten Gleichungen (aus Glemnitz et al. 2006; Hoffmann et al. 2012, 2014)

## Fazit

Wie bei allen bereits angesprochenen Organismengesellschaften wirken vielfältige Einflussfaktoren, wie die Standorteigenschaften, das Nährstoffangebot, die Vorfrucht und der Pflanzenschutz, auf die Diversität der Ackerbegleitflora. Insbesondere die Anwendung von Herbiziden und die mechanische Unkrautbekämpfung haben direkten Einfluss auf die biologische Vielfalt innerhalb von Ackerbegleitpflanzengesellschaften. Eine Besonderheit der Ackerbegleitpflanzen besteht darin, dass sie ab einer bestimmten Dichte Unkräuter darstellen und ihr Auftreten in besonderem Maße von der Bewirtschaftung abhängig ist. Andererseits kann ihr Auftreten auch einen bedeutenden Beitrag zur Biodiversität der Agrarlandschaft leisten. Verschiedene Studien konnten mit Hilfe unterschiedlicher Methoden signifikant negative Einflüsse durch sowohl chemische als auch mechanische Verfahren der Unkrautbekämpfung nachweisen. Auf ökologisch bewirtschafteten Produktionsflächen wurde im Vergleich zu konventionell bzw. integriert bewirtschafteten Produktionsflächen im Rahmen mehrerer Studien eine signifikant höhere Diversität der Ackerbegleitpflanzengesellschaften belegt.

### 3.2.1.2 Angrenzende Fläche

Die Diversität von Pflanzengesellschaften auf angrenzenden Flächen kann in erster Linie durch die Anwendung von Herbiziden auf der Produktionsfläche infolge Abdrift, aber auch durch Eutrophierung direkt beeinflusst werden. Direkte Einflüsse mechanischer Unkrautbekämpfungsmaßnahmen sind hingegen auf angrenzenden Flächen nicht zu erwarten. Das Ausmaß der Einflüsse durch Abdrift wird, wie bereits in Kapitel 2 beschrieben,

u. a. maßgeblich von der Vegetationsstruktur und -höhe sowie den vorherrschenden Witterungsbedingungen beeinflusst. Dabei ist die Gefahr für negative Einflüsse in unmittelbarer Nähe zum Feldrand am höchsten.

In Modellversuchen zeigten Schmitz et al. (2014) Effekte durch die Anwendung eines Herbizids, eines Insektizids und eines Düngers auf die Pflanzengesellschaft innerhalb eines 1 ha großen, mit einem Feldrain vergleichbaren Grünlandhabitats. Dafür brachten sie jeweils 25 % (Herbizid), 30 % (Insektizid) und 30 % (Dünger) der üblichen Aufwandmenge auf randomisierte Versuchspartzen (Winterweizen) auf, was realistischen Abdriftsituationen in unmittelbarer Nähe zum Feldrand (<1m) entsprechen kann. Die Autoren konnten signifikante Einflüsse der Anwendung des Herbizids mit den Wirkstoffen Iodosulfuron und Mesosulfuron auf die dortige Pflanzengesellschaft messen. Sie haben auf 12 von 26 der häufigsten Pflanzenarten, darunter die rote Liste-Art *Rhinanthus alectorolophus* (Zottiger Klappertopf), signifikant negative Einflüsse verzeichnet, die sich sowohl in subletalen Effekten als auch in der Reduzierung ihrer Häufigkeit zeigten. *Festuca arundinacea* (Rohrschwengel) trat hingegen in den herbizidbehandelten Varianten signifikant häufiger auf. Schmitz et al. (2014) verwiesen in ihrer Studie insbesondere auf mögliche Langzeiteffekte durch die Abdrift von Pflanzenschutzmitteln und auf additive Wirkungen z. B. zwischen Herbiziden und Düngern.

## **Fazit**

Auch die Diversität von Pflanzengesellschaften angrenzender Flächen wird von vielen Faktoren beeinflusst, deren singuläre Bewertung wissenschaftliche Untersuchungen vor enorme methodische Herausforderungen stellt. Im Rahmen wissenschaftlicher Studien konnte dennoch nachgewiesen werden, dass Pflanzenschutzmaßnahmen, insbesondere die Anwendung von Herbiziden, die biologische Vielfalt von Pflanzengesellschaften angrenzender Flächen infolge Abdrift direkt beeinflussen können. Dabei ist die Gefahr für negative Einflüsse in unmittelbarer Nähe zum Feldrand am höchsten. Die Auswirkungen chemischer Pflanzenschutzmaßnahmen werden in erheblichem Maße durch die Standortfaktoren Kultur auf der Produktionsfläche, Witterungsverhältnisse, Topographie, Pflanzenspektrum auf der angrenzenden Fläche u. a. beeinflusst.

## **3.2.2 Indirekte Einflüsse auf die Diversität von Pflanzengesellschaften**

### **3.2.2.1 Produktionsfläche**

Pflanzenschutz kann indirekt auf die biologische Vielfalt von Ackerbegleitpflanzengesellschaften wirken, indem z.B. Bestandparameter (Vegetationsdichte, Ertrag, Mikroklima) und damit auch die Konkurrenzverhältnisse zwischen der Kultur und der Ackerbegleitflora beeinflusst werden oder indirekte Effekte über trophische Ketten entstehen. Denkbar sind z. B. indirekte Effekte durch die Anwendung von Insektiziden und Fungiziden (u. a. Shure 1971; Moon et al. 2014; Schmitz et al. 2014). Die Reduzierung von phytophagen Insekten und Pathogenen an Nichtzielpflanzen im Bestand kann zu einer Selektion bestimmter Arten in der Pflanzengesellschaft oder auch zum Erhalt bestimmter Arten

beitragen. Allerdings zeigen die Recherchen, dass vor allem aufgrund methodischer Herausforderungen nur wenige Studien zu den indirekten Einflüssen des Pflanzenschutzes auf die Diversität von Pflanzengesellschaften auf den Produktionsflächen existieren.

#### **Fazit**

Indirekte Effekte durch chemische Pflanzenschutzmaßnahmen auf Pflanzengesellschaften auf den Produktionsflächen sind vor allem durch Veränderungen von Bestandsparametern oder durch die Anwendung von Fungiziden und Insektiziden und dadurch möglicherweise verändertem Auftreten von Gegenspielern denkbar. Verhältnismäßig wenige Studien beschäftigten sich mit dieser Thematik, weshalb Bewertungen dieser Effekte auf die biologische Vielfalt der Segetalflora auf den Produktionsflächen jedoch derzeit mit großen Unsicherheiten verbunden sind.

#### **3.2.2.2 Angrenzende Fläche**

Grundsätzlich sind als mögliche Ursachen indirekter Effekte des Pflanzenschutzes auf Pflanzengesellschaften angrenzender Flächen die gleichen Zusammenhänge wie für die Produktionsflächen zu nennen. Der Unterschied zu den Produktionsflächen besteht darin, dass die Exposition durch entsprechende Eintragspfade, wie Abdrift oder Run-off, entsteht. Indirekte Effekte durch mechanische Pflanzenschutzmaßnahmen sind auf den angrenzenden Flächen eher unwahrscheinlich. Allerdings kann sich beispielsweise auch das wiederholte Überfahren der angrenzenden Flächen, z. B. beim Befahren der Flächen oder dem Wenden während einer Pflanzenschutzmaßnahme, auf die Pflanzengesellschaften auswirken. Dadurch entstandene Schädigungen, wie beispielsweise Bodenverdichtungen, können sich ebenfalls auf die Diversität der Pflanzengesellschaften angrenzender Flächen auswirken.

#### **Fazit**

Wie auch auf den Produktionsflächen, sind indirekte Effekte durch chemische Pflanzenschutzmaßnahmen auf Pflanzengesellschaften in angrenzenden Flächen vor allem durch die Abdrift von Herbiziden denkbar. Wie bereits für die Produktionsflächen zutreffend, beschäftigten sich bislang wenige Studien mit dieser Thematik. Aus diesem Grund sind Bewertungen dieser Effekte aufgrund der geringen Datenlage mit großen Unsicherheiten verbunden

### **3.3 Vögel und andere Wirbeltiere**

#### **3.3.1 Direkte Einflüsse auf die Diversität von Vögeln und anderen Wirbeltieren**

Da Vögel- und Wirbeltiere zumeist am Ende der trophischen Ketten stehen, kommt Ihnen als Indikator für die Auswirkungen des Pflanzenschutzes auf die Biodiversität eine besondere Bedeutung zu. Allerdings gestaltet sich die Abgrenzung der unterschiedlichen Einflussfaktoren wie Pflanzenschutz, Düngung und Fruchtfolgegestaltung sowie die getrennte Betrachtung der Ziel- und Nichtzielflächen bei dieser Indikatorengruppe besonders schwierig. Zahlreiche Studien wurden zum Einfluss von Landschaftsstrukturen, z. B. dem Anteil an Kleinstrukturen, auf das Vorkommen von Vogelarten durchgeführt. Wie eingangs angesprochen, zählen auch Maßnahmen zur Gestaltung von Landschaftsstrukturen im weiten Sinne eines ganzheitlichen Ansatzes zum Pflanzenschutz. Während die Gruppe der Vögel in bisherigen Studien zu ökologischen Auswirkungen der intensiven agrarischen Landnutzung besondere Beachtung fand, gab es deutlich weniger Untersuchungen zu Effekten des Pflanzenschutzes auf die Diversität anderer Wirbeltiere. Im Rahmen des Nationalen Aktionsplans zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln wird der „Vogelindikator“ als Element zur Bewertung der Auswirkungen des Pflanzenschutzes auf den Naturhaushalt herangezogen.

Bei Studien zu direkten Effekten des Pflanzenschutzes auf Vögel und andere Wirbeltiere, wie Säugetiere, Amphibien und Reptilien, standen meist potentielle Auswirkungen chemischer Pflanzenschutzmittel im Fokus der Betrachtungen. Dem Aspekt der Effekte auf die biologische Vielfalt kam bislang eher eine geringere Bedeutung zu. Vielmehr wurden die direkten Effekte auf das Vorkommen oder die Vitalität einzelner Arten oder Artengruppen betrachtet.

Das Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit sammelt Meldungen über Pflanzenschutzmittelvergiftungen bei Wirbeltieren und wertet sie aus. Dabei handelt es sich allerdings um die Meldung von Einzelfällen, die nicht der Ableitung von Aussagen zur Biodiversität dienen. Der Bericht über den Zeitraum 2004 bis 2008 führt 30 gemeldete Fälle auf, in denen tödliche und nicht tödliche Vergiftungen durch Pflanzenschutzmittel nachgewiesen werden konnten (Anonymus 2009). Besonders häufig wurden Vergiftungen bei Vögeln (u. a. Kraniche und verschiedene Gänsearten) gemeldet. Darüber hinaus wurden Vergiftungen bei Hunden, Wildschweinen, Feldhasen, Pferden und Kühen gemeldet. In nur einem Fall konnte die Schädigung auf eine normale, praxisgemäße Anwendung von Pflanzenschutzmitteln zurückgeführt werden. Fehlanwendung oder falsche Lagerung von Pflanzenschutzmitteln waren in 13,3 % der Fälle die Ursache. In 16,7 % der Fälle konnte Frevel (vorsätzliche Vergiftung) und in 30 % der Fälle Frevel oder Fehlanwendung als Ursache nachgewiesen werden. Bei 36,7 % der Fälle konnte zwar eine Vergiftung durch Pflanzenschutzmittel belegt werden, wobei die Ursache jedoch unbekannt blieb.

### 3.3.1.1 Vögel

Vögel, die ihren Hauptlebensraum während der Zeit der Fortpflanzung (Brutsaison) auf agrarisch genutzten Flächen aufweisen und/oder im Zusammenhang mit diesen in naturnahen Kleinstrukturen der Agrarlandschaft vorkommen, werden als Agrarvogelarten bezeichnet (Flade et al. 2011). Hierzu zählen etwa 50 Brutvogelarten in Deutschland (Hötker 2004; Hötker et al. 2013). Abbildung 6 zeigt ein Weibchen des Neuntöters (*Lanius collurio*), eine typische Art der Saumstrukturen in Agrarlandschaften.

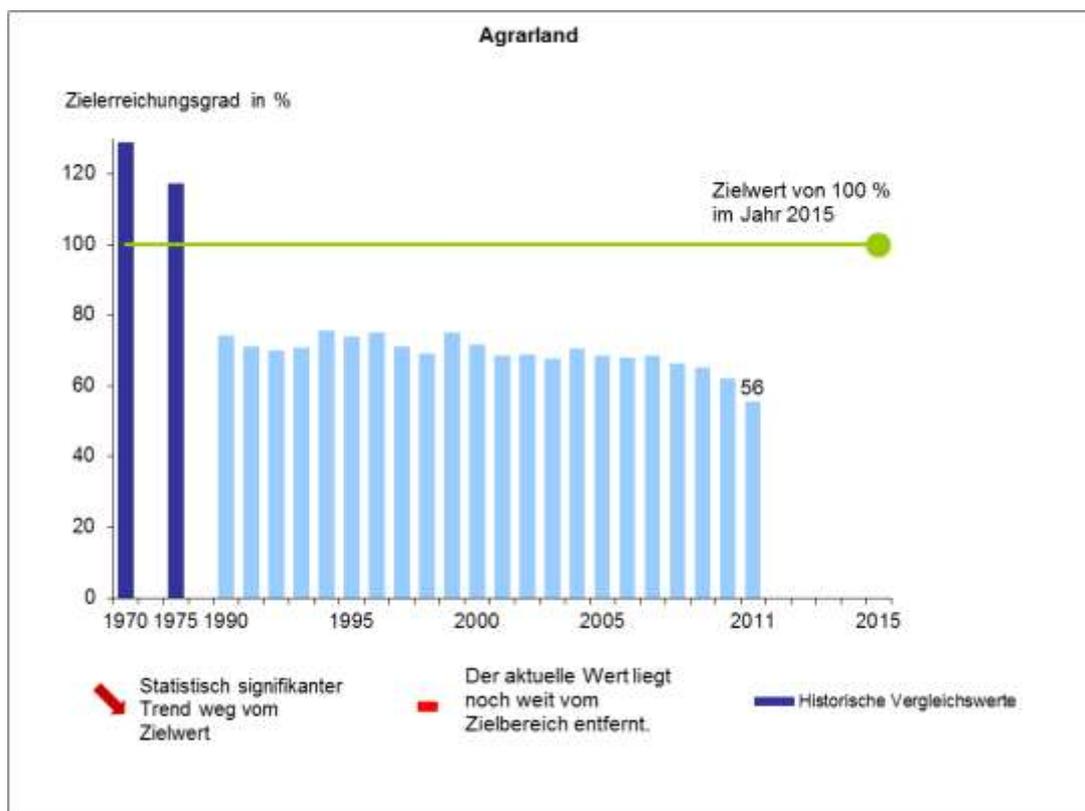


**Abbildung 6.** Weibchen des Neuntöters (*Lanius collurio*), eine typische Art der Saumstrukturen in Agrarlandschaften (Foto: pixabay.com)

Direkte Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln, die während oder unmittelbar nach einer Applikation zu nachweisbaren Effekten auf die Tiere führen, sind kaum durch Literatur belegt. Dies liegt u. a. daran, dass bisher keine hinreichenden Erfassungen bzw. Messprogramme existieren, z. B. die Telemetrierung von Individuen in Verbindung mit physiologischen Messungen und Verhaltensanalysen während und nach Pflanzenschutzmittelanwendungen (Hoffmann 2015).

Darüber hinaus besitzt die Agrarlandschaft für viele weitere Vogelarten Habitatfunktionen (Hoffmann et al. 2012). Zehn ausgewählte Agrarvogelarten werden als Indikatorarten des nationalen Biodiversitätsindikators „Artenvielfalt und Landschaftsqualität“ für Agrarland genutzt (Achtziger et al. 2004) und bundesweit erhoben und dokumentiert. Die stark aggregierten Daten (Indexwerte) dieses Indikators finden in der nationalen und internationalen Berichterstattung der Bundesregierung zur Biodiversität Verwendung. Der Trend des Indikators „Artenvielfalt und Landschaftsqualität“ insgesamt ist signifikant negativ gerichtet. Der ermittelte Wert von 56 % für 2011 ist bezogen auf den Zielwert von 100 % für

2015 weit entfernt (Abb. 7). Der Indexwert berücksichtigt die 10 ausgewählten Indikatorvogelarten, deren Revierorkommen während der Brutzeit auf ca. 1.500 randomisierten Monitoring-Plots in Deutschland jährlich bundesweit in den Agrarlandschaften ermittelt werden (Trautmann 2012). Dieser Indexwert integriert die bestehenden Lebensraumbedingungen auf den Agrarflächen sowie Kleinstrukturen, einschließlich der direkten sowie indirekten Wirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf diese Agrarvogelarten. Er erlaubt aber keine Ursachendifferenzierung, um z.B. Effekte von Pflanzenschutzmittelanwendungen auf Vögel zu ermitteln, insbesondere weil dafür die Methoden der Datenerfassungen und der Aufbereitungen nicht ausreichend sind (Hoffmann 2015).



**Abbildung 7.** Nationaler Biodiversitätsindikator „Artenvielfalt und Landschaftsqualität“: statistisch signifikanter Trend weg vom Zielwert von 100 % im Jahr 2015 (BMUB 2015)

Eine Studie im Auftrag des UBA (Jahn et al. 2014) hat sich mit verschiedenen Effekten von Pflanzenschutzmitteln auf 27 Vogelarten und 22 Säugerarten beschäftigt und basierte u. a. auf einer sehr umfänglichen Literaturstudie von 57 wissenschaftlichen Arbeiten zu dieser Thematik. An dieser Stelle sei darauf verwiesen, dass auch diese Untersuchung nicht Auswirkungen des Pflanzenschutzes auf die biologische Vielfalt zum Schwerpunkt hatte, sie dennoch einen guten Überblick über die aktuellen wissenschaftlichen Erkenntnisse lieferte. Auf der Grundlage der gesammelten Daten zu Nahrungs- und Habitatwahl vermuteten Jahn et al. (2014) für zahlreiche Arten direkte Auswirkungen durch die Pflanzenschutzmittel, wobei konkrete Erkenntnisse zur biologischen Vielfalt nicht gezogen werden konnten. Zu den von Ihnen ausgewerteten Studien zu direkten Effekten auf Vögel gehörten u. a. Joermann und

Gemmeke (1994), de Snoo et al. (1999), Burn (2000), Berny und Gaillett (2008) sowie zu Säugetieren u. a. Clark et al. (1978), Geluso et al. (1976, 1981), Edwards et al. (2000), Bradbury et al. (2008), Brühl et al. (2011) sowie Stahlschmidt und Brühl (2012).

Fry (1995) beschäftigte sich mit möglichen Effekten von Pflanzenschutzmitteln auf reproduktive Prozesse von Vögeln. Für einige Wirkstoffgruppen, darunter Organophosphate und Organochlorine, und bestimmte Vogelarten werden negative Effekte, von subletalen Effekten bis hin zu gesteigerten Mortalitätsraten, aufgeführt. Der Aspekt der biologischen Vielfalt ist aber auch in dieser Studie nicht zentrales Element der Untersuchungen gewesen.

### 3.3.1.2 Amphibien und Reptilien

Viele heimische Amphibien kommen nach Wagner und Hendler (2015) in der Kulturlandschaft vor. Dabei sind sowohl aquatische Lebensräume, die den Amphibien zu Reproduktionszwecken dienen, als auch Landlebensräume und Wanderkorridore, inklusive landwirtschaftlicher Produktionsflächen und angrenzende Flächen, bei der Untersuchung zu Einflüssen des Pflanzenschutzes auf die Diversität dieser Organismengruppe zu betrachten.

Nach Wagner und Hendler (2015) konnten verschiedene Studien (Dürr et al. 1999; Mann et al. 2009; Berger et al. 2011; Brühl et al. 2013) Auswirkungen durch den Einsatz von Agrochemikalien auf Individuen dieser Organismengruppe belegen, auf deren Basis populationsschädigende Effekte diskutiert wurden. Wagner und Hendler (2015) hoben darüber hinaus den derzeit bestehenden Mangel an Grundlagendaten hervor, um z. B. die Wirksamkeit verschiedener Schutzkonzepte bewerten zu können.

Lenhardt et al. (2015) haben sich mit der zeitlichen Überschneidung des Auftretens von vier Amphibienarten (*Bombina bombina*, *Rana arvalis*, *Pelobates fuscus* und *Triturus cristatus*) auf landwirtschaftlich genutzten Flächen und der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln beschäftigt. Sie hielten fest, dass die zeitliche Überschneidung und damit Expositionswahrscheinlichkeit artspezifisch variiert, aber auch vom Zeitpunkt und der Pflanzenschutzmittelanwendung, der Kultur und Art der Pflanzenschutzmittelapplikation abhängt, da z.B. Migrationsprozesse artspezifisch zu verschiedenen Zeitpunkten stattfinden.

Brühl et al. (2013) haben in Laboruntersuchungen den Einfluss von insgesamt sieben verschiedenen Herbiziden, Fungiziden und Insektiziden in verschiedenen Konzentrationsstufen auf den Grasfrosch (*Rana temporaria*) untersucht und je nach Mittel und Konzentration zum Teil sehr hohe Mortalitätsraten erfasst. Bei der Exposition der vollen Aufwandmenge, was einem worst-case-Szenario entspricht, konnten für zwei fungizide Wirkstoffe (Pyraclostrobin, Captan) der sieben geprüften Mittel 100%ige Mortalitätsraten des Grasfrosches gemessen werden. Bei Applikation von 10 % der maximalen Aufwandmenge, einer realistischeren Expositionsrate z.B. in feldnahen Saumbiotopen, wurden für vier der sieben getesteten Wirkstoffe keine erhöhten Mortalitäten und für die restlichen drei (Captan, Fenoxaprop-P-ethyl, Dimethoat) 40%ige Sterberaten ermittelt.

Wie bereits erwähnt ist das Vorkommen seltener bzw. bemerkenswerter Arten für die Bewertung des ökologischen Zustandes von Agrarlandschaften und ihrer Biodiversität ebenfalls von Bedeutung. In Untersuchungen von Sound (2001) zu möglichen Auswirkungen

von Hubschrauberapplikationen von Fungiziden in Weinbergsteillagen auf das Vorkommen der Smaragdeidechse, für die Weinbergsteillagen aufgrund ihrer klimatischen und strukturellen Eigenschaften besonders geeignete Habitate darstellen, konnten durch die Pflanzenschutzmittel-Anwendungen keine Beeinträchtigungen der Populationen festgestellt werden. Als viel entscheidender wurde die Erhaltung der strukturellen Eigenschaften dieser für die wärmeliebenden Eidechsenarten besonders geeigneten Habitate herausgestellt. Unsachgemäße Flurbereinigungen oder die Aufgabe des Steillagenweinbaus werden durch Sound (2001) als wesentliche Ursachen einer Gefährdung seltener Eidechsenarten angesehen.

## **Fazit**

Unbestritten sind Rückgänge des Auftretens von Vögeln der Feldflur. Zahlreiche Erhebungen zeigen, dass das Vorkommen bestimmter Vogelarten und somit auch die Diversität der Vögel sowohl auf den Ackerflächen, z. B. die Feldlerche, als auch in den angrenzenden Strukturen in den letzten Jahrzehnten abgenommen haben. Allerdings konnte der spezifische Effekt des Pflanzenschutzes dabei nur selten losgelöst von den weiteren Einflussgrößen nachgewiesen werden.

Mit der Thematik möglicher direkter Auswirkungen des Pflanzenschutzes auf Amphibien und Reptilien beschäftigten sich in Vergangenheit nur wenige Studien. Laboruntersuchungen konnten letale Effekte verschiedener Pflanzenschutzmittelwirkstoffe auf den Grasfrosch (*Rana temporaria*) nachweisen, allerdings liegen keine Erkenntnisse zur Beeinflussung der Vielfalt von Amphibiengesellschaften durch Pflanzenschutz vor. Aus diesem Grund sind Bewertungen dieser Effekte aufgrund der geringen Datenlage mit großen Unsicherheiten verbunden.

### **3.3.2 Indirekte Einflüsse auf die Diversität von Vögeln und anderen Wirbeltieren**

#### **3.3.2.1 Vögel**

Hoffmann (2015) führt aus: „Indirekte Effekte von Pflanzenschutzmitteln auf Vögel resultieren insbesondere aus Wirkungen der Pflanzenschutzmittel auf die Segetalflora, weil bestimmte Arten, deren Samen und Blätter oder mit ihnen vergesellschaftete Arthropoden als wichtige Nahrungsquellen für Agrarvögel fungieren (u. a. Hoffmann 2012; Meyer et al. 2013).“ Während der Brutzeit kann die Applikation von Herbiziden zu veränderten Vegetationsbedingungen in der unmittelbaren Umgebung der Neststandorte führen, u. a. mit erhöhten Risiken durch Prädatoren (Jahn et al. 2014). Darüber hinaus hat die Anwendung von Insektiziden, Akariziden und Rodentiziden eine große Bedeutung für das Artenspektrum der zur Brutzeit überwiegend carnivor lebenden Vögel, weil dadurch zeitweilig das Nahrungsangebot an Insekten, Bodenorganismen, Spinnentieren und kleinen Säugetierarten drastisch gemindert werden kann. Konsequenzen ergeben sich daraus insbesondere bei Applikationen in Kulturen während der Brutzeit (in Phasen der Fütterung der Jungvögel) durch Nahrungsempässe (Boatman et al. 2004; Jahn et al. 2014). Dies betrifft jedoch nicht

nur die Brutzeit und Brutvogelarten. Das durch die Segetalflora bestehende Samenangebot hat auch sehr große Bedeutung für heimische Vogelarten sowie für nordisch und östlich verbreitete Arten während der Überwinterung sowie der Wanderung (Migration) im Frühjahr und Herbst (Jahn et al. 2014; ABBO 2001). Für eine Reihe nordisch und östlich verbreiteter Arten, z.B. Schneeammer, Berghänfling, Ohrenlerche und Bergfink, bilden Ackerflächen mit entsprechendem Samenangebot der Segetalflora wichtige Habitate im Winter (Hoffmann & Koszininski 1991; ABBO 2001). Wenn als Folge von Herbizidanwendungen kein ausreichendes Samenangebot im Winterhalbjahr besteht, verlieren diese Flächen ihre Habitatfunktionen in dieser Zeit teilweise oder völlig. Hoffmann (2015) merkt an, dass auch „Nichtagrарvogelarten“, die zeitweilig auf Nahrungsquellen der agrarisch genutzten Flächen angewiesen sind, von indirekten Wirkungen der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln betroffen sein können.

Die Recherchen zu dieser Thematik zeigten, dass die indirekten Einflüsse des Pflanzenschutzes auf die Diversität der Vögel bisher scheinbar kein Thema waren. Es liegen aber einige Studien zu Auswirkungen auf einzelne Arten und deren Vitalität und Vorkommen vor. So konnten anhand von Fallstudien für einige Agrarvogelarten indirekte Effekte von Pflanzenschutzmitteln nachgewiesen werden, u. a. für das Rebhuhn. Jahn et al. (2014) und Hötter et al. (2014) konnten Trends in Hinblick auf die Abundanz ausgewählter Agrarvogelarten aufzeigen und untersuchten mögliche Ursachen für Bestandsveränderungen der letzten Jahrzehnte. In ihrer Studie wurden indirekte Wirkungen von Pflanzenschutzmitteln für die Arten Wachtel, Rebhuhn, Wiesenweihe, Rotmilan, Wachtelkönig, Kiebitz, Steinkauz, Neuntöter, Heidelerche, Feldlerche, Rauchschwalbe, Mehlschwalbe, Braunkehlchen, Wiesenpieper, Wiesenschafstelze, Hänfling, Grauammer, Goldammer und Ortolan angegeben. Von diesen Agrarvogelarten sind neun Arten, namentlich Rotmilan, Kiebitz, Steinkauz, Neuntöter, Heidelerche, Feldlerche, Braunkehlchen, Grauammer, Goldammer, Indikatorarten von den insgesamt zehn Arten des nationalen Biodiversitätsindikators „Artenvielfalt und Landschaftsqualität“ für den Lebensraum Agrarland (Hoffmann 2015). Diese indirekten Effekte entstanden in den durch die Autoren ausgewerteten Studien hauptsächlich durch die Verknappung von Nahrungsgrundlagen und des Angebots geeigneter Habitate für die untersuchten Vogelarten.

Auch Wilson et al. (1999) hielten fest, dass die Intensivierung und Spezialisierung des Ackerbaus und der Grünlandwirtschaft sehr wahrscheinlich mit einem Rückgang wichtiger Nahrungsquellen, wie verschiedene Invertebraten oder Pflanzensamen, einherging und damit einen wesentlichen Beitrag zum Rückgang typischer Agrarvogelarten leisteten. Darüber hinaus weisen Sie aber auch darauf hin, dass ein Zurückfahren der Intensität mit einer raschen Erholung dieser Ressourcen einhergehen kann und dass auf intensiv genutzten Agrarstandorten vor allem Säumen, Hecken, Gewässern und Rainen in ihrer Funktion als Habitate für die Nahrungsquellen der Vögel eine besonders hohe Bedeutung zukommt.

### 3.3.2.2 Amphibien und Reptilien

Zu indirekten Einflüssen des Pflanzenschutzes auf die biologische Vielfalt von Amphibien- und Reptiliengesellschaften gibt es bisher nur sehr wenige Erkenntnisse. Fritz et al. (2001) verweisen in Bezug auf mögliche indirekte Effekte auf das Vorkommen von Smaragdeidechsen in Weinbergen, deren Nahrungsangebot durch die Anwendung von Insektiziden eingeschränkt werden kann.

#### Fazit

Das Auftreten von Vögeln der Feldflur kann durch indirekte Wirkungen des Pflanzenschutzes deutlich beeinflusst werden. Es ist wissenschaftlich belegt, dass indirekte Auswirkungen des Pflanzenschutzes, vor allem die Anwendung von Herbiziden und Insektiziden, auf Vögel und auch Säugetiere, Amphibien und Reptilien über die Nahrungsketten verursacht werden können, indem durch die Pflanzenschutzmaßnahmen Nahrungsquellen, wie Samen, Arthropoden oder kleine Säugetierarten, dezimiert werden. Obwohl in den Studien der Blick auf Arten mit hohem Indikatorwert für die Biodiversität gerichtet wurde, fehlen bislang noch gezielte Untersuchungen zu den entsprechenden Auswirkungen auf die Vielfalt innerhalb dieser Organismengruppen. Insofern können dahingehend derzeit keine wissenschaftlich gesicherten Aussagen getroffen werden, wenngleich Auswirkungen auf Basis der vorliegenden Erkenntnisse durchaus zu erwarten sind.

## 3.4 Bodenorganismen

### 3.4.1 Direkte Einflüsse auf die Diversität von Bodenorganismen

#### 3.4.1.1 Produktionsfläche

Die Gruppe der Bodenorganismen umfasst sehr unterschiedliche taxonomische Gruppen, wie Bakterien, Algen, Pilze, Regenwürmer, Bodenmilben, Springschwänze und Larven verschiedener Arthropoden (z. B. Fliegen, Laufkäfer). Da diese Organismen relativ geschützt im Bereich des Bodens leben und dem direkten Kontakt mit den Pflanzenschutzmitteln in der Regel weniger stark ausgesetzt sind, ist im allgemeinen von geringen Effekten auf ihre biologische Vielfalt auszugehen. Obwohl selten die biologische Vielfalt im Fokus stand, war diese Thematik oft Inhalt wissenschaftlicher Studien, die sich unterschiedlichster Methoden, wie Freilandstudien (u. a. Prasse 1985; Bartels & Kampmann 1994; Weber et al. 1997; Riepert et al. 2009; Felgentreu et al. 2012; Strumpf et al. 2015), Mikrokosmosstudien (z.B. Salminen & Sulkava 1996), „Terrestrial model ecosystem“-Studien (u. a. Koolhaas et al. 2004; Scholz-Starke et al. 2013) bis hin zu kalorimetrischen Messungen (z.B. Lamprecht et al. 1990; Riepert et al. 2012) bedienen. Jänsch et al. (2006) konnten im Rahmen einer umfangreichen Metastudie zu Effekten von Pflanzenschutzmitteln auf im Boden lebende Invertebraten feststellen, dass in den meisten Studien keine Auswirkungen nachgewiesen werden konnten.

Beispielsweise untersuchten Riepert et al. (2009) in einem Langzeitversuch in Winterweizen den Einfluss unterschiedlicher Pflanzenschutzsysteme auf Regenwurm- und Collembolengesellschaften, wobei sie keine spezifischen Wirkungen der Pflanzenschutzmittel-Anwendungen auf die Vielfalt der genannten Indikatorengesellschaften identifizieren konnten.

Weber et al. (1997) untersuchten in Freilandversuchen in den Jahren 1989 bis 1992 mögliche Effekte verschiedener Pflanzenschutzmittel- und Düngerintensitäten auf im Boden lebende Dipteregesellschaften. Signifikant negative Effekte zeigten sich insbesondere in Zuckerrübenbeständen auf die Schlupfraten einiger Arten aus den Familien der Sciaridae (Trauermücken), Phoridae (Buckelfliegen) und Cecidomyiidae (Gallmücken). In Weizen und Gerste konnten hingegen keine klaren Trends bezüglich möglicher negativer Auswirkungen der Pflanzenschutzmittel- und Düngerapplikationen auf die Diversität der untersuchten Dipteregesellschaften ermittelt werden.

In Hinblick auf die Untersuchung direkter Effekte synthetischer chemischer Pflanzenschutzmittel sind des Weiteren beispielhaft Studien zu möglichen Auswirkungen der Anwendung des Fungizidwirkstoffes Carbendazim auf die Abundanz und Diversität verschiedener Bodenorganismengruppen zu nennen. So ergaben Untersuchungen von Koolhaas et al. (2004) keine signifikanten Effekte durch die Anwendung dieses Wirkstoffes auf die biologische Vielfalt der untersuchten Collembolen- und Milbengesellschaften. „Terrestrial model ecosystem“-Studien zur Wirkung des Insektizids Lindan (Wirkstoff  $\gamma$ -Hexachlorcyclohexan), einem in Deutschland nicht mehr zugelassenen, aber in Studien oft als Referenz verwendeten Wirkstoff auf Bodenorganismengesellschaften, führten sowohl für Milben als auch für Collembolen bis zu fünf Monate nach der Anwendung zu messbaren negativen Effekten auf deren Abundanz und Diversität (Scholz-Starke et al. 2013). Für die Collembolen konnte eine komplette Wiedererholung nach einem Jahr festgestellt werden. Effekte auf die Diversität der Enchyträen-, Nematoden- und Pilzgemeinschaften konnten nicht gemessen werden.

Besonders gut untersucht wurden mögliche Einflüsse kupferhaltiger Pflanzenschutzmittel. Diese werden sowohl im Ökolandbau als auch im konventionellen Landbau, insbesondere in Baumobstkulturen, Hopfen, Wein und Kartoffel (nur Ökolandbau) zur Bekämpfung von Pilzkrankheiten regelmäßig eingesetzt (Kühne et al. 2016). Bei langanhaltender Anwendung kommt es zu einer Anreicherung von Kupfer (Cu) im Boden und es stellt sich die Frage, inwiefern sich diese akkumulierten Cu-Gehalte auf Bodenlebewesen und deren Biodiversität auswirken. Am Julius Kühn-Institut wurden Freilanduntersuchungen zu Auswirkungen verschiedener Cu-Konzentrationen auf Regenwurmgesellschaften in Weinbergsflächen und ergänzende Laboruntersuchungen durchgeführt (Riepert 2009; Steindl et al. 2010; Felgentreu et al. 2012; Riepert et al. 2012; Strumpf et al. 2015). Aus diesen Untersuchungen ging hervor, dass die An- bzw. Abwesenheit von Regenwürmern allein noch keine Aussage über den Cu-Gehalt eines Bodens zulässt. So konnten Riepert et al. (2012) feststellen, dass bereits geringe Cu-Belastungen im Boden zu einer Reduktion der funktionalen Vielfalt von Regenwurmgesellschaften führen können, bei der Betrachtung möglicher Auswirkungen auf Regenwurmgesellschaft eines Bodens aber zwischen den drei Gruppen Streu- und Humusbewohner, Mineralbodenbewohner und Tiefgräber unterschieden werden muss. Dabei verwiesen sie darauf, dass insbesondere Mineralbodenbewohner auf erhöhte Cu-Gehalte im Boden empfindlich reagierten. Freilandstudien zum Auftreten von

Regenwurmgesellschaften in 24 Betrieben des Qualitätsweinbaus in Deutschland zeigten jedoch, dass es aufgrund der vielfältigen Einflussfaktoren auf die Regenwurmgesellschaften schwierig ist, die direkten Auswirkungen von Kupfer sowohl im Freiland als auch im Labor separat zu erfassen (Strumpf et al. 2015). Weder der Shannon-Wiener-Index noch die Biomasse oder der Cu-Gehalt der Regenwürmer zeigten eine enge Abhängigkeit von dem gesamten Cu-Gehalt im Boden. Es wird eingeschätzt, dass durch die heutigen geringen Cu-Anwendungen von 3 kg/ha und Jahr keine zusätzlichen Risiken für die Regenwurmgesellschaften bestehen (Herwig et al. 2016)

Zahlreiche Erkenntnisse konnten im Rahmen verschiedener Forschungsprojekte in Europa zum Einfluss des Anbaus gentechnisch veränderten Organismen, vor allem *B.t.*-Mais, im Vergleich zur Anwendung von Insektiziden auf die Biodiversität von Nichtzielorganismengesellschaften, darunter auch Bodenorganismen, gewonnen werden (u. a. Devare et al. 2004; Bitzer et al. 2005; Icoz et al. 2008; Höss et al. 2011; Büchs 2012). Signifikant negative Effekte des Anbaus von *B.t.*-Mais auf die Artenvielfalt von Bodenorganismen konnten in den aufgeführten Studien nicht erfasst werden. Allerdings verweist Büchs (2012) auf negative Einflüsse auf die funktionelle Vielfalt von im Boden lebenden Diptereengesellschaften.

Neben den direkten Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln können auch nichtchemische, vor allem mechanische Pflanzenschutzverfahren wie Pflügen oder spezielle Bodenbearbeitungsverfahren, Einfluss auf Bodenorganismengesellschaften ausüben. Je nach Organismengruppe und Verfahren, können diese positiver- als auch negativer Natur sein. So kann eine flache bzw. nichtwendende Bodenbearbeitung (z. B. Grubbern) die Aktivität und biologische Vielfalt von Mikroorganismen erhöhen, wogegen eine wendende Bodenbearbeitung durch Pflügen negative Auswirkungen auf die Abundanz und Diversität von Regenwürmern zur Folge haben kann (Ehrmann 1998; Kladivko 2001; Jossi et al. 2011). Auch Roger-Estrade et al. (2010) heben hervor, dass bei der Bewertung möglicher Auswirkungen von Bodenbearbeitungsverfahren auf die verschiedenen Organismengruppen eine Betrachtung nicht unter Ausschluss weiterer tragender Einflussfaktoren erfolgen kann.

## **Fazit**

Grundsätzlich liegen viele Arbeiten zu direkten Einflüssen von Pflanzenschutzverfahren auf Bodenorganismen auf den Produktionsflächen vor. Allerdings betrachtet die Mehrzahl der Studien keine Diversitätsparameter, sondern hauptsächlich Dichte- oder Aktivitätskennzahlen bestimmter Arten oder Artengruppen. Es gibt zahlreiche wissenschaftliche Belege, dass Bodenorganismen, wie Milben, Collembolen und Regenwürmer, durch Pflanzenschutzmaßnahmen negativ beeinflusst werden können. Die Erkenntnisse betreffen sowohl einzelne Wirkstoffe oder Wirkstoffgruppen als auch mechanische Pflanzenschutzverfahren, wie die wendende Bodenbearbeitung. Da in den Studien oft auch innerhalb der taxonomischen Gruppen die Artenzusammensetzung und funktionale Vielfalt betrachtet wurden, schließen die Erkenntnisse auch Aussagen zur Biodiversität ein. Bei der gut untersuchten Indikatorengruppe der Regenwürmer zeigte sich, dass insbesondere Mineralbodenbewohner auf erhöhte Kupfergehalte im Boden empfindlich reagierten und dass bereits geringe Kupferbelastungen im Boden zu einer Reduktion der funktionalen Vielfalt führen können. Dennoch lassen sich aus den ausgewerteten Studien

keine grundsätzlichen Schlussfolgerungen über die Auswirkungen spezieller Pflanzenschutzsysteme oder einzelner Verfahren auf die Diversität des Bodenlebens ziehen. Gründe hierfür sind oftmals die in den Studien verwendete Methodik, die begrenzt erfassten Kennzahlen sowie die Wirkung zahlreicher weiterer biotischer und abiotischer Einflussfaktoren.

### **3.4.1.2 Angrenzende Fläche**

Grundsätzlich gelten die gleichen grundlegenden einleitenden Aussagen zu den Produktionsflächen auch für die angrenzenden Flächen. Einflüsse mechanischer Pflanzenschutzverfahren, insbesondere Bodenbearbeitungsverfahren, sind auf angrenzenden Flächen jedoch recht unwahrscheinlich, weil diese in der Regel ausschließlich auf den Produktionsflächen erfolgen. Erste Recherchen ergaben nur wenige Hinweise auf die Auswirkungen von Abdrift von Pflanzenschutzmitteln auf die biologische Vielfalt von bodenbewohnenden Organismengesellschaften der angrenzenden Flächen. Zu nennen sind Studien zu Auswirkungen der Abdrift von Pflanzenschutzmitteln auf Collembolen z. B. von Mueller et al. (2006) und zu Regenwürmern von Reinecke und Reinecke (2007) sowie De Schampheleire et al. (2007). Starke Effekte des Pflanzenschutzes auf Bodenorganismengesellschaften in Saumstrukturen sind eher nicht zu erwarten und scheinen bislang nicht aufgefallen zu sein.

#### **Fazit**

Direkte Effekte des Pflanzenschutzes auf die biologische Vielfalt von Bodenorganismen sind auch auf angrenzenden Flächen möglich, wobei die Expositionswahrscheinlichkeit im Vergleich zu den Produktionsflächen als geringer einzuschätzen ist. Nur wenige Studien beschäftigten sich bislang mit dieser Thematik, weshalb derzeit keine wissenschaftlich gesicherten Aussagen über direkte Einflüsse des Pflanzenschutzes auf die biologische Vielfalt dieser Organismengruppe auf angrenzenden Flächen getroffen werden können.

### **3.4.2 Indirekte Einflüsse auf die Diversität von Bodenorganismen**

#### **3.4.2.1 Produktionsfläche**

Indirekte Effekte der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln auf die Biodiversität von Bodenorganismen entstehen hauptsächlich über trophische Ketten. So gehen die Anwendung von Herbiziden und die Durchführung mechanischer Unkrautbekämpfungsmaßnahmen beispielsweise mit einer Verringerung der Pflanzenvielfalt und -biomasse innerhalb der Ackerbegleitflorigesellschaften einher, was zu einem verringerten Nahrungsangebot für phytophage und saprophytische Bodenorganismen führen

kann (Parfitt et al. 2010; Gaupp-Berghausen et al. 2015). Insbesondere im Fall von Organismengruppen, welche einige oder mehrere hochspezialisierte Arten einschließen, könnte dies zu einem Verlust der biologischen Vielfalt führen.

Sanchez-Moreno et al. (2014) konnten indirekte negative Effekte auf die Biodiversität von Bodenorganismen durch die Anwendung von Herbiziden in Olivenbeständen nachweisen.

#### **Fazit**

Indirekte Effekte von Pflanzenschutzmitteln auf die Biodiversität von Bodenorganismen können hauptsächlich über trophische Ketten entstehen. So kann durch jegliche Form der Unkrautbekämpfung auf den Produktionsflächen die biologische Vielfalt der in Abhängigkeit von Ackerbegleitpflanzengesellschaften oder deren Abbauprodukten lebenden Bodenorganismen negativ beeinflusst werden. Erste Studien konnten diese Zusammenhänge wissenschaftlich belegen.

#### **3.4.2.2 Angrenzende Fläche**

Grundsätzlich wirken indirekte Effekte von Pflanzenschutzmitteln auf Bodenorganismen auf den angrenzenden Flächen über die gleichen trophischen Ketten und Interaktionen, wie bereits für die Produktionsflächen aufgeführt. Eine verminderte oder veränderte Pflanzenvielfalt infolge der Abdrift von Herbiziden oder Eutrophierung kann zu einer Reduktion bzw. dem Wegfall von Nahrungsquellen für Bodenorganismen führen. Nährstoffüberschüsse und Abdrift bestimmter Herbizide können dazu führen, dass z.B. verstärkt monokotyle Pflanzen, wie Quecke, auftreten und diese das Bodenleben verändern (Marshall & Birnie 1985). Ein besonderes Problem bei der Untersuchung dieser Zusammenhänge stellt, wie bei nahezu allen in diesem Bericht behandelten Organismengruppen, die getrennte Betrachtung der Vielzahl der Einflussfaktoren und damit des pflanzenschutzspezifischen Einflusses dar.

#### **Fazit**

Wie auch auf den Produktionsflächen sind indirekte Effekte durch Pflanzenschutzmaßnahmen auf Bodenorganismen in angrenzenden Flächen vor allem durch Veränderungen der dortigen Pflanzengesellschaften möglich, was vorrangig durch die Abdrift von Herbiziden oder den Einfluss der Düngung auf den Produktionsflächen verursacht werden kann. Nur wenige Studien beschäftigten sich bislang mit dieser Thematik, weshalb derzeit keine gesicherten Aussagen über indirekte Einflüsse des Pflanzenschutzes auf die biologische Vielfalt dieser Organismengruppe auf angrenzenden Flächen getroffen werden können.

### 3.5 Aquatische Organismen

Einflüsse des Pflanzenschutzes auf aquatische Organismen und deren biologische Vielfalt können angrenzende Fließ- und Stillgewässer vor allem infolge Abdrift, Run off und Leaching der auf den Produktionsflächen angewendeten Pflanzenschutzmittel betreffen. Bei der Bewertung potentieller Gefährdungen für Gewässerorganismen, insbesondere Wasserflöhe, Algen, Wasserlinsen und Fischen, kommt der Zulassung von Pflanzenschutzmitteln ein hoher Stellenwert zu. Auch im Rahmen des „Nationalen Aktionsplans zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln“ wurde die Exposition aquatischer Organismen als Indikator für die Bewertung der Auswirkungen des Pflanzenschutzes auf den Naturhaushalt festgelegt. Mit Hilfe des am JKI entwickelten Risikoindikatormodells SYNOPS lässt sich das quantitative Risikopotential von Pflanzenschutzmittelanwendungen auf einige aquatische Organismenarten abschätzen (Strassemeyer & Gutsche 2010). Da mehrere aquatische Indikatororganismenarten (Alge, Fisch, Wasserfloh, Lemna und Chironomus), in das Modell einfließen, lassen sich auch Aussagen zur Beeinflussung der biologischen Vielfalt dieser Organismengesellschaft ableiten.

In der Vergangenheit durchgeführte Studien (u. a. Dewey 1986; Barron & Woodburn 1995; Liess et al. 2005; Relyea 2005; Süß et al. 2006; Zubrod et al. 2015) ergaben, dass durch die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln direkte und indirekte sowie kurz- und langfristige Effekte auf aquatische Organismen und deren Diversität entstehen können. Nach Liess et al. (2005) liegt nur unzureichendes Wissen dazu vor, wie weitgreifend diese Effekte sind und welche Expositionsraten die beobachteten Effekte real verursachten. In diesem Zusammenhang wird stets die hohe Bedeutung von Freiland- und Monitoringstudien betont. Die bisherigen Erkenntnisse beruhen auf einer überschaubaren Anzahl solcher Untersuchungen, denn zahlreiche, insbesondere methodische Probleme erschweren deren Durchführung bzw. die Übertragbarkeit der gewonnenen Erkenntnisse auf andere Gewässer, Standorte oder aquatische Organismengesellschaften, da deren Struktur und Zusammensetzung eng mit den konkreten Habitateigenschaften verbunden ist. So ist bei Monitoringprogrammen oder Freilandhebungen zwar von realistischeren Expositionsraten als bei Laboruntersuchungen auszugehen, jedoch hat die Auswahl des Gewässers einen entscheidenden Einfluss, z. B. auf das Ausmaß der Exposition. In den meisten Studien wird auf diesen wesentlichen Aspekt hingewiesen. Dahingehend wird auch die puffernde Wirkung von Gewässerrandstreifen bzw. der Einhaltung von Abstandsauflagen betont (u. a. Liess et al. 2005; Strassemeyer & Gutsche 2010). Wie bei allen anderen Organismengruppen ist es auch in Hinblick auf aquatische Ökosysteme und deren Diversität außerordentlich schwer, den Effekt der angewandten Pflanzenschutzmittel von anderen Stressoren bzw. Einflussfaktoren zu trennen (Liess et al. 2005). Auch das Potential und die Dauer der Wiedererholung hängt neben der Sensitivität der betrachteten Organismen stark von deren Lebensweise ab, z. B. dem Wechsel zwischen aquatischen und terrestrischen Entwicklungsphasen sowie Generationszyklen, und variiert dementsprechend stark. Nicht zuletzt wird der Eintrag von Pflanzenschutzmitteln und Nährstoffen in die Gewässer entscheidend von der Bewirtschaftung der umgebenden Produktionsflächen beeinflusst. So ist davon auszugehen, dass z. B. die Art der Bodenbearbeitung, wie Mulchsaat oder die Anlage der Reihen längs oder quer zum Gewässer von entscheidender Bedeutung für deren Exposition ist.

Im Rahmen eines mehrjährigen chemisch-biologischen Monitorings zu Pflanzenschutzmittel-Belastungen und Lebensgemeinschaften in Gräben des Alten Landes (Apfelanbau) in den Jahren 2001 bis 2003 zeichnete sich ab, dass die gemessenen Pflanzenschutzmittel-Belastungen mit einer geringeren biologischen Vielfalt der untersuchten aquatisch lebenden Organismen oder deren aquatisch lebender Stadien (Makrozoobenthos und Zooplankton) korrelierten, wobei Insektizide die Hauptverursacher der Belastungen darstellten (Süß et al. 2006). Insbesondere Wasserflöhe reagierten mit geringen Arten- und Individuenzahlen. Kurzzeitige, direkte Effekte konnten in Folge der Anwendung des Wirkstoffes Beta-Cyhalotrin (Insektizid) gemessen werden. Davon betroffen waren vor allem Larven von Ruderfußkrebse. Langfristige Effekte wurden hingegen nicht nachgewiesen.

Schulz und Liess (1999) konnten signifikante Auswirkungen auf die von ihnen untersuchte aquatische Organismengesellschaft (11 Makroinvertebraten) in einem an konventionell bewirtschaftete Zuckerrüben-, Wintergersten- und Winterweizenflächen angrenzenden Fließgewässer in Norddeutschland (Ohe) infolge von Run-off-Ereignissen nachweisen. Im Zeitraum April 1994 bis August 1994 erfassten sie insgesamt 8 Run-off-Ereignisse, wobei auf vier dieser Ereignisse erhöhte Insektizidkonzentrationen (Grenzwerte in Abhängigkeit vom Wirkstoff  $\geq 0,1 \mu\text{g l}^{-1}$  bzw.  $\geq 0,5 \mu\text{g l}^{-1}$ ) im Gewässer nachweisbar waren. Die Effekte zeigten sich u. a. in einer signifikanten Abnahme der Individuen- und Artenzahlen. Acht der insgesamt 11 Arten konnten über einen Zeitraum von drei bis sechs Monaten innerhalb der Untersuchungsperiode (mit Pflanzenschutzmittelanwendungen) nicht detektiert werden, obwohl ihr Lebenszyklus wesentlich längere aquatische Phasen umfasst.

In einem ebenfalls mehrjährigen Monitoring zu Einträgen von Pflanzenschutzmitteln in ein kleines Fließgewässer am Standort Lamspringe (Niedersachsen) und Kirchhardt (Baden-Württemberg), vorrangig ackerbaulich bewirtschafteten Standorten, wurden mögliche Effekte der Eintragung von Pflanzenschutzmitteln auf Algen und die Makrofauna untersucht (u. a. Buhr et al. 2001; Bischoff et al. 2002). Im Rahmen dieser Untersuchungen konnten hingegen keine signifikanten Effekte durch die angewandten Herbizide bzw. Insektizide auf Abundanzen und Artenspektren der untersuchten Algenzönosen bzw. faunistischen Gesellschaften nachgewiesen werden.

Der Einfluss der Anwendung von Fungiziden auf aquatische Organismen und deren biologische Vielfalt wurde bisher kaum untersucht. Zubrod et al. (2015) veranlasste das zu einer Studie über mögliche Auswirkungen unterschiedlicher Fungizidexpositionsraten auf aquatische Pilzgesellschaften. Diese sind für die Funktion aquatischer Ökosysteme von großer Bedeutung und maßgeblich an Prozessen, wie der Um- und Zersetzung von pflanzlichem Material beteiligt. Sie konnten für alle untersuchten Fungizidwirkstoffe (Azoxystrobin, Carbendazim, Cyprodinil, Quinoxifen und Tebuconazol) strukturelle Veränderungen innerhalb der untersuchten Pilzgesellschaften nachweisen, was sich z. B. auf die Laubzersetzung auswirken kann. Sie verwiesen deshalb auf die Notwendigkeit auch Pilze in die Gruppe der aquatischen Indikatorarten in das Zulassungsverfahren aufzunehmen.

## **Fazit**

Der Einfluss des Pflanzenschutzes auf Fließ- und Oberflächengewässer und auf die Biodiversität der Wasserorganismen infolge Abdrift, Run off und Leaching war Gegenstand zahlreicher Untersuchungen in Deutschland, auch einiger komplexer Freilandstudien. Trotz vieler methodischer Schwierigkeiten, die die Aussagekraft der Studien oft begrenzen, belegen sie, dass negative Einflüsse auf die biologische Vielfalt aquatischer Organismengesellschaften möglich, aber bei sachgerechtem Pflanzenschutz nicht pauschal zu erwarten sind. Darüber hinaus fokussieren die vorliegenden Studien zumeist auf einige bestimmte Testorganismengesellschaften, wie Algen und bestimmte Mitglieder des Makrozoobenthos. Andere Organismengruppen wie z. B. zersetzende Mikroorganismen, die ebenfalls wichtige Funktionen besitzen, aber innerhalb der aquatischen Nahrungskette an eher untergeordneten Positionen stehen, standen dagegen seltener im Fokus. Die vorliegenden Erkenntnisse erlauben keine allgemeingültigen Aussagen zum Einfluss von chemischen Pflanzenschutzmittelanwendungen auf die Diversität der aquatischen Zönosen. Sie unterstreichen aber in jedem Fall die Wichtigkeit der Einhaltung bestehender Auflagen bei der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln, wie die Einhaltung von Mindestabständen zu Gewässern und die Verwendung abdriftmindernder Düsen.

## **3.6 Komplexe Studien zu mehreren Nichtzielorganismengruppen und Systemvergleichen**

Einige Studien, oft Sekundärauswertungen wissenschaftlicher Publikationen, befassten sich umfassend mit möglichen Einflüssen des Pflanzenschutzes auf verschiedene Nichtzielorganismengruppen innerhalb der Agrarlandschaft. Oftmals geschah dies im Zusammenhang mit Systemvergleichen, z. B. ökologische vs. konventionelle Bewirtschaftung, die unterschiedliche Pflanzenschutzverfahren einschließen. Obwohl die Biodiversität dabei nicht immer im Fokus der Betrachtungen stand, ist grundsätzlich davon auszugehen, dass auch Ergebnisse zu einzelnen Indikatorarten oder Artengruppen Hinweise auf Veränderungen der biologischen Vielfalt innerhalb der Agrarlandschaft liefern. Im Folgenden werden beispielhaft einige sehr umfangreiche Studien mit wichtigen Erkenntnissen vorgestellt.

In einer umfassenden Auswertung von insgesamt 41 deutschen Monitoringstudien zu Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf Nichtzielorganismen fasste Hommen (2004) die bis dato hierzu vorliegenden Erkenntnisse zusammen. Obwohl auch in dieser Studie nicht die Auswirkungen auf die biologische Vielfalt von Nichtzielorganismen im Fokus stand, ist sie dennoch im Kontext der Fragestellung von großem Wert. So wurde festgestellt, dass sich die bis dahin vorliegenden Untersuchungen meist mit dem Verbleib und/oder den Effekten von Pflanzenschutzmitteln in Gewässern beschäftigten. Zu Auswirkungen auf Wirbeltiere waren keine Arbeiten zu finden. Bei einem Drittel der Studien wurden keine Effekte auf Nichtzielorganismen festgestellt. Ein weiteres Drittel der Studien ermittelte entsprechend der Standards bei der Zulassung von Pflanzenschutzmitteln akzeptable Auswirkungen. Die restlichen Studien konnten aufgrund verschiedener Ursachen keine klaren Ergebnisse

hinsichtlich möglicher Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf Nichtzielorganismen aufzeigen. Die Auswirkungen auf Nichtzielorganismen in Gewässern waren nach Hommen (2004) meist zeitlich begrenzt. Für einige Gebiete mit besonderen Expositionsbedingungen konnten jedoch Effekte auf die Struktur der aquatischen Lebensgemeinschaft nicht ausgeschlossen werden. Für terrestrische Arthropoden wurden bis dahin nur geringe Effekte nachgewiesen, wobei auf ein geringes Wiederbesiedlungspotential für Heuschrecken in stark gestörten Saumstrukturen hingewiesen wurde. Eindeutige Hinweise auf Effekte von Herbiziden auf die Pflanzengesellschaften in Saumstrukturen konnten nicht gefunden werden. In zwei der insgesamt 41 ausgewerteten Studien konnten langfristige Effekte auf Bodenorganismen auf den Produktionsflächen festgestellt werden. Hommen (2004) wies des Weiteren auf Probleme solcher Studien hin und regte an, einheitliche Standards zu definieren, die zur realistischen Bewertung des ökologischen Zustandes beitragen.

**Tabelle 1.** Auswertungen von 343 wissenschaftlichen Arbeiten zu Auswirkungen des Ökolandbaus auf die Biodiversität (Rahmann 2012)

Artengruppe	positiv*	neutral*	negativ*
Landschaft allgemein	28	5	0
Pflanzen auf Äckern	61	3	0
Pflanzen auf Grünland	20	5	0
Pflanzen in Dauerkulturen	12	1	2
Wirbellose	77	12	7
Wirbeltiere	26	5	0
Bakterien, Viren, Pilze	6	2	1
Bodenlebewesen	38	15	0
Nutzpflanzen, -tiere	28	2	0
Biodiversität allgemein	31	6	3
Summe	327	56	13

\* positiv: Auswirkungen des Ökolandbaues positiv im Hinblick auf Biodiversität im Vergleich zum konventionellen Landbau, neutral: Auswirkungen des Ökolandbaues im Vergleich zum konventionellen Landbau nicht gegeben, negativ: Auswirkungen des Ökolandbaues negativ im Hinblick auf Biodiversität im Vergleich zum konventionellen Landbau

Rahmann (2012) wertete im Rahmen einer umfassenden Literaturstudie 343 Untersuchungen aus, die sich mit dem Einfluss des Ökolandbaus auf die Biodiversität im Vergleich zum konventionellen Landbau beschäftigen. Er erstellte mit Hilfe dieser

Auswertung folgende Übersicht zu den in den ausgewerteten wissenschaftlichen Arbeiten gewonnenen Erkenntnissen (Tab. 1). Eine Mehrzahl der Arbeiten (327) bescheinigte dem Ökologischen Landbau eine positive Wirkung auf die Biodiversität, in 56 Arbeiten konnten keine Effekte gemessen werden und 13 Arbeiten geben negative Effekte an.

Auch Hole et al. (2005) und Bengtsson et al. (2005) haben sich mit den bis dato vorhandenen wissenschaftlichen Erkenntnissen zum Einfluss ökologischer im Vergleich zu konventioneller Bewirtschaftung auf die Diversität verschiedenster Taxa (z. B. Wirbellose, Wirbeltiere, Vögel) auseinandergesetzt. Die Auswertungen ergaben, dass die ökologische Bewirtschaftungsweise in vielen Fällen zu einer Erhöhung des Artenreichtums und der Individuenzahlen führte, wobei die Effekte zwischen den einzelnen Organismengruppen und den in den Studien betrachteten Landschaften variierten. Hole et al. (2005) wiesen darauf hin, dass das vorhandene Wissen nur in begrenztem Umfang hilft, die positiven Effekte ökologischer Bewirtschaftungsweisen auf die biologische Vielfalt zu quantifizieren, was sie u. a. methodischen Problemen, z. B. hinsichtlich der Trennung der Effekte einzelner Faktoren, zuschrieben. Sie verwiesen des Weiteren darauf, dass nicht klar geschlussfolgert werden kann, ob „ganzheitliche“ großräumige Konzepte, z. B. auf Betriebsebene, kleinräumigen und möglicherweise gezielteren Maßnahmen vorzuziehen sind. Auch Bengtsson et al. (2005) wiesen darauf hin, dass die Wirksamkeit von Maßnahmen zur Erhaltung und Erhöhung der Biodiversität von der jeweiligen Landschafts- und Betriebsstruktur abhängig ist.

Stoate et al. (2001, 2009) fassten die mit der Intensivierung der Landwirtschaft der letzten Dekaden einhergehenden ökologischen Probleme inklusive des Pflanzenschutzes zusammen. Auf Basis ihrer Auswertungen, vorrangig Literaturstudien, verwiesen sie darauf, dass trotz politischer Bemühungen in einigen Gebieten die Intensivierung der Landwirtschaft und die damit verbundene strukturelle Veränderung von Agrarlandschaften, die wesentliche Bedrohung für Agrarökosysteme darstellen. Dies kann sich in einem Verlust von Habitaten, der Verarmung von Pflanzen- und Tiergesellschaften in Produktionsflächen sowie einer darauf aufbauenden Störung von Nahrungsketten und der Abnahme vieler typischer Arten der Agrarlandschaft zeigen. Stoate et al. (2009) verwiesen aber auch auf einige, regional messbare Verbesserungen in Hinblick auf die biologische Vielfalt und auf dringend erforderliche weitere Erkenntnisse über die Zusammenhänge zwischen Landwirtschaft und Agrarökosystemen, um gezielte politische Maßnahmen zum Schutz dieser entwickeln zu können.

Geiger et al. (2009) konnten im Rahmen einer europaweiten Studie, die sich mit dem Einfluss der Intensivierung der Landwirtschaft auf Pflanzen, Laufkäfer, bodenbrütende Ackervögel und die natürliche Regulation von Blattläusen beschäftigte, insbesondere für die Anwendung von Insektiziden und Fungiziden negative Effekte auf die Diversität innerhalb der genannten Indikatorgruppen feststellen. Aus ihrem Vergleich intensiverer landwirtschaftlicher Produktionsformen mit Ökologischem Landbau und anderen ökologischen Ausgleichsmaßnahmen ergaben sich für letztere höhere Pflanzen- und Laufkäferdiversitäten. Es konnten allerdings keine steigenden Effekte auf die Vielfalt der Brutvögelgesellschaften gemessen werden. Inwiefern der gewählte methodische Ansatz oder die durch die Autoren vermuteten weiträumigen Auswirkungen der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln Ursache dieser Ergebnisse war, kann an dieser Stelle nicht geklärt werden.

An dieser Stelle sei auch auf Feldstudien mit Low-Input-Pflanzenschutzstrategien verwiesen, die bereits im Abschnitt 3.1.1.1 vorgestellt und deren positive Wirkung auf die Diversität von Arthropoden auf den Produktionsflächen belegt wurden (Schumacher & Freier, 2008).

### **Fazit**

Sowohl in Deutschland als auch weltweit liegen umfangreiche Labor-, Halbfreiland- und Freilandstudien zu möglichen Einflüssen des Pflanzenschutzes auf verschiedenste Organismengesellschaften in der Agrarlandschaft vor. Es zeigte sich aber auch, dass zu einigen Organismengruppen, z. B. Laufkäfer und Ackerbegleitpflanzen, erheblich mehr Erkenntnisse existieren als zu anderen Organismengruppen und dass die Auswirkungen auf die Diversität nur in einem geringen Teil der Studien untersucht wurden. Im Rahmen komplexer Studien wurden oft Systemvergleiche, vor allem zwischen konventionellem bzw. integriertem Landbau, teilweise auch mit Low-Input-Varianten der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln, und dem Ökolandbau vorgenommen. Dabei zeigte sich, dass der Ökologische Landbau in der Regel eine höhere Biodiversität als der konventionelle Anbau nach sich zieht. Deutlich wird auf die methodischen Schwierigkeiten hingewiesen, den Einfluss des Pflanzenschutzes auf die Biodiversität von anderen Einflussfaktoren zu trennen. In diesem Zusammenhang wird die Notwendigkeit von Freilandstudien und Monitorings hervorgehoben.

## 4. Zusammenfassung

Im Rahmen einer Arbeitsgruppe des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft wurde der vorliegende Bericht zum Thema „Einflüsse des Pflanzenschutzes auf die Biodiversität in der Agrarlandschaft“ vorgelegt, in dem mehr als 100 Publikationen aus Deutschland und anderen Ländern bis 2016 einbezogen wurden. Die überwiegende Zahl der Studien untersuchte die Wirkungen der chemischen Pflanzenschutzmaßnahmen auf die Biodiversität. Aus diesem Grund beziehen sich die Schlussfolgerungen des vorliegenden Berichtes hauptsächlich auf diesen Bereich.

Die biologische Vielfalt (Biodiversität) wird definiert als „die Variabilität unter lebenden Organismen jeglicher Herkunft, darunter unter anderem Land-, Meeres- und sonstige aquatische Ökosysteme und die ökologischen Komplexe, zu denen sie gehören; dies umfasst die Vielfalt innerhalb der Arten und zwischen den Arten und die Vielfalt der Ökosysteme“ (VO (EG) 1107/2009).

Der Einfluss der landwirtschaftlichen Nutzung auf die Biodiversität in Agrarlandschaften ergibt sich vor allem aus den klimatischen und sonstigen Standortbedingungen, der Anbaustruktur der Kulturpflanzen und der Fruchtfolge, der Bodenbearbeitung sowie der Bestandsführung, einschließlich Pflanzenschutz und Düngung. Auch der jährlich wechselnde Wetterverlauf und die Struktur der Landschaft, d. h. der Anteil und die Ausstattung nichtbewirtschafteter Flächen wie z. B. Saumstrukturen, spielen eine wichtige Rolle. Das bedeutet, dass jedwede Form der agrarischen Landnutzung im Rahmen des konventionellen und Ökolandbaus einen starken Einfluss auf die biologische Vielfalt ausübt. Der Pflanzenschutz mit seinen wesentlichen Instrumenten der vorbeugenden und direkten, nichtchemischen und chemischen Maßnahmen ist dabei ein Faktor.

Europäische und nationale gesetzliche Bestimmungen sollen bei ordnungsgemäßer Anwendung von Pflanzenschutzmitteln sicherstellen, dass unvermeidbare Auswirkungen auf den Naturhaushalt vermieden werden. So regelt die „Verordnung (EG) Nr. 1107/2009 auch die Beachtung möglicher Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf die Biodiversität im Rahmen des Zulassungsprozesses. Als Schutzziel wird neben Mensch, Tier und Umwelt explizit auch die biologische Vielfalt genannt. Die Richtlinie 2009/128/EG und der Nationale Aktionsplan zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (NAP) sollen dazu beitragen, negative Auswirkungen des Pflanzenschutzes auf den Naturhaushalt und die Biodiversität zu minimieren. Im Jahr 2014 wurde im Rahmen des NAP eine Arbeitsgruppe „Pflanzenschutz und Biodiversität“ gegründet, um die Indikatoren und Ziele weiter zu entwickeln.

Bezüglich der Einflüsse des Pflanzenschutzes auf die Biodiversität in der Agrarlandschaft lassen sich direkte und indirekte Einflüsse auf den Produktionsflächen und angrenzende Flächen unterscheiden. Indirekte Effekte basieren meist auf sehr komplexen Wirkgefügen, vor allem im Zusammenhang mit Nahrungsketten und Habitaten.

In den Untersuchungen stand die Anwendung von chemischen Pflanzenschutzmitteln im Mittelpunkt, wobei die meisten Studien auf Effekte einzelner Pflanzenschutzmaßnahmen auf die Abundanz bestimmter Indikatorarten und -gruppen gerichtet waren. Die Diversität von Organismengruppen und -gesellschaften wurde erheblich seltener betrachtet. Wiederholt

wurde auf die methodischen Schwierigkeiten hingewiesen, den Einfluss des Pflanzenschutzes auf die Biodiversität von anderen Einflussfaktoren zu trennen und in diesem Zusammenhang die Notwendigkeit von Freilandstudien und –monitorings hervorgehoben. Viele Studien zeigen, dass die abträglichen Effekte von Pflanzenschutzmaßnahmen auf die untersuchten Organismengesellschaften auf den Produktionsflächen aufgrund der saisonalen Wiedererholungsprozesse zeitlich begrenzt auftraten. Was die angrenzenden Flächen betrifft, so beschränkten sich die messbaren negativen Auswirkungen insbesondere durch Abdrift von Pflanzenschutzmitteln oft auf die unmittelbare Nähe zum Feldrand.

Zu den **direkten Einflüssen** des Pflanzenschutzes auf den Produktionsflächen und angrenzenden Flächen erfolgten zahlreiche Untersuchungen. Sie betreffen besonders häufig Spinnen- und Laufkäfergesellschaften sowie die Gruppe der Bestäuber. Mehrfach konnten sowohl auf den Produktionsflächen als auch auf den angrenzenden Flächen negative Effekte des Pflanzenschutzes auf die Diversität von Arthropodengesellschaften nachgewiesen werden. Wissenschaftliche Vergleiche ergaben darüber hinaus höhere Laufkäferdiversitäten auf ökologisch bewirtschafteten Agrarflächen als auf konventionell bewirtschafteten Flächen.

Pflanzengesellschaften auf den Produktionsflächen (Segetalflora) stellen ein bedeutendes Element der Biodiversität der Agrarlandschaften dar. Verschiedene Studien konnten signifikant negative Einflüsse durch sowohl chemische als auch mechanische Pflanzenschutzverfahren, insbesondere die Unkrautbekämpfung, auf die Diversität der Segetalflora nachweisen. Auf ökologisch bewirtschafteten Produktionsflächen wurde im Vergleich zu konventionell bzw. integriert bewirtschafteten Produktionsflächen im Rahmen mehrerer Studien eine signifikant höhere Vielfalt der Segetalflora belegt. Darüber hinaus zeigen Studien, dass Pflanzenschutzmaßnahmen, insbesondere die Anwendung von Herbiziden, die biologische Vielfalt von Pflanzengesellschaften angrenzender Flächen infolge Abdrift beeinflussen können, wobei die Gefahr negativer Einflüsse in unmittelbarer Nähe zum Feldrand am höchsten war.

Sicher belegt sind Rückgänge des Auftretens von Vögeln der Feldflur. Zahlreiche Erhebungen zeigen, dass das Auftreten bestimmter Vogelarten, z. B. die Feldlerche, und somit auch die Diversität der Vögel sowohl auf den Ackerflächen als auch in den angrenzenden Strukturen in den letzten Jahrzehnten abgenommen haben. Allerdings konnte der spezifische Effekt des Pflanzenschutzes nur selten losgelöst von weiteren Einflussgrößen nachgewiesen werden.

Zu direkten Auswirkungen des Pflanzenschutzes auf Amphibien und Reptilien sowie Wirbeltiere liegen wenige Erkenntnisse vor.

Viele Arbeiten widmeten sich direkten Einflüssen verschiedenster Pflanzenschutzverfahren auf Bodenorganismen auf den Produktionsflächen. Allerdings betrachtete die Mehrzahl der Studien selten Diversitätsparameter, sondern hauptsächlich Dichte- oder Aktivitätskennzahlen einzelner Indikatorarten oder -gruppen. Es ist belegt, dass Bodenorganismen durch verschiedene Pflanzenschutzverfahren negativ beeinflusst werden können. So zeigt sich z. B. innerhalb der gut untersuchten Indikatorengruppe der Regenwürmer, dass insbesondere Mineralbodenbewohner auf erhöhte Kupfergehalte im Boden empfindlich reagieren und dass bereits geringe Kupferbelastungen im Boden zu einer Reduktion der funktionalen Vielfalt führen können. Direkte Effekte des Pflanzenschutzes auf

die Vielfalt von Bodenorganismen sind auch auf angrenzenden Flächen möglich, wobei die Expositionswahrscheinlichkeit im Vergleich zu den Produktionsflächen als geringer eingeschätzt wird.

Der direkte Einfluss des Pflanzenschutzes auf die Diversität der Wasserorganismen in Oberflächengewässern war Gegenstand einiger Untersuchungen, auch komplexer Freilandstudien, wobei auch hier vorrangig Auswirkungen der Anwendung chemischer Pflanzenschutzmittel betrachtet wurden. Trotz vieler methodischer Schwierigkeiten, die nur eine begrenzte Aussagekraft der Studien zulassen, belegen sie, dass negative Einflüsse auf die Vielfalt aquatischer Organismengesellschaften möglich, aber bei ordnungsgemäßer Durchführung des Pflanzenschutzes wenig wahrscheinlich sind.

**Indirekte Einflüsse** des Pflanzenschutzes auf die biologische Vielfalt auf Produktionsflächen und angrenzenden Flächen können sich vor allem aus dem Verlust von Nahrungsquellen, z. B. Ackerbegleitpflanzen und tierischer Nahrung, oder aus dem Verlust von Habitaten ergeben. Im Vergleich zu den direkten Einflüssen des Pflanzenschutzes wurden indirekte Effekte weitaus seltener untersucht. Nicht zuletzt spielen dabei auch methodische Probleme eine Rolle. Zu den meisten Organismengruppen liegen deshalb nur wenige Erkenntnisse vor. Es ist aber wissenschaftlich belegt, dass indirekte Wirkungen des Pflanzenschutzes, z. B. auf Vögel, Säugetiere, Amphibien und Reptilien, über die Kreisläufe innerhalb der Nahrungskette verursacht werden können, indem durch die Pflanzenschutzmaßnahmen Nahrungsquellen, wie Samen, Arthropoden oder kleine Säugetierarten, dezimiert werden. Allerdings standen dabei einzelne Indikatorarten im Mittelpunkt und weniger die Vielfalt dieser Organismengruppen.

Im Rahmen komplexer Studien wurden oft Systemvergleiche, vor allem zwischen konventionellem bzw. integriertem Landbau, teilweise auch mit Low-Input-Varianten der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln, und dem Ökolandbau vorgenommen. Dabei führten der Ökologische Landbau und Low-Input-Varianten zu den besten Zuständen bezüglich der Biodiversität. Im Vergleich zum konventionellen Landbau war in der Regel auch mit der konsequenten Umsetzung des integrierten Landbaus bzw. Pflanzenschutzes eine höhere Biodiversität verbunden. Deutlich wird auf die methodischen Schwierigkeiten hingewiesen, den Einfluss des Pflanzenschutzes auf die Biodiversität von anderen Einflussfaktoren zu trennen. In diesem Zusammenhang wird die Notwendigkeit von entsprechenden Freilandstudien und –monitorings hervorgehoben.

Insgesamt gesehen bestehen Unsicherheiten bei der Bewertung der Auswirkungen des Pflanzenschutzes auf die Biodiversität in der Agrarlandschaft. Eine singuläre Bewertung losgelöst von den anderen Einflussfaktoren auf die Biodiversität, erweist sich als schwierig. Um die Datenlage zu verbessern, sind komplexe Untersuchungen, unter Berücksichtigung unterschiedlicher Produktionssysteme und Intensitäten erforderlich in denen der Pflanzenschutz im System aller relevanten Einflussfaktoren betrachtet wird. Es wird ein nationales Monitoring zur Biodiversität in unterschiedlichen Agrarlandschaften empfohlen, bei dem unterschiedliche Einflussfaktoren auf die Biodiversität quantifiziert werden können. . Notwendig ist auch eine stärkere Kommunikation und Transparenz zum Thema Biodiversität in der Agrarlandschaft. Die Bewertung des Einflusses des Pflanzenschutzes bzw. einzelner Pflanzenschutzmaßnahmen auf die Biodiversität schließt auch die Frage nach der „Baseline“, d.h. nach Referenzen für den „guten ökologischen Zustand“ bezogen auf

bestimmte Organismengesellschaften auf den Feldern und in den angrenzenden Strukturen, ein.

## 5. Abstract

**This report on impacts** of plant protection on biodiversity in agricultural landscapes was submitted in the framework of a working group of Federal Ministry for Food and Agriculture. More than 100 publications from Germany and other countries published up to 2016 were analyzed. **Most of the studies investigated the effects of chemical plant protection measures on biodiversity. Therefore, the conclusions of the present report particularly include this part of plant protection.**

**Biological diversity (biodiversity) is defined as** “variability among living organisms from all sources including, inter alia, terrestrial, marine and other aquatic ecosystems and the ecological complexes of which they are part; this includes diversity within species, between species and of ecosystems” (VO (EG) 1107/2009).

The influence of agriculture on biodiversity in agricultural landscapes mainly results from climate, other site-related conditions, cropping structure, crop rotation, tillage and crop management, including fertilization and plant protection. Annual fluctuations in weather and landscape structures, that is, the proportion and composition of non-agriculturally used areas, such as field margins, also play an important role. This means that any form of agricultural land use within the scope of conventional or organic farming has a strong impact on biodiversity. With its main instruments—cultural, non-chemical and chemical control measures—plant protection represents only one factor in this context.

European and national legal regulations should ensure that, when properly implemented, pesticide use causes no unacceptable ecological effects. Thus, “Regulation (EC) 1107/2009” also regulates the consideration of possible effects of pesticide use on biodiversity within the registration procedure. Biodiversity is mentioned explicitly in addition to possible effects on humans, animals and the environment. “Regulation 2009/128/EC” and the “National Action Plan on Sustainable Use of Pesticides” (NAP) should contribute to minimizing adverse impacts of plant protection on the environment and biodiversity. In 2014, the “Plant Protection and Biodiversity” working group was established in conjunction with the NAP to develop appropriate indicators and aims.

Concerning the different types of impacts of plant protection on biodiversity in agricultural landscapes, direct and indirect effects on agricultural production areas (fields) and adjacent areas can be distinguished. Indirect effects are mainly based on very complex interactions, especially in food chains and habitats of non-target organism communities.

The majority of investigations reviewed in this report focused on the effects of chemical pesticide use, whereby most of the studies concentrated on the effects of individual plant protection measures on the abundance of specific indicator species or groups. Significantly fewer studies focusing on the diversity of non-target communities were found. The authors repeatedly referred to methodological obstacles to separating the impacts of plant protection

from other factors influencing biodiversity and underlined the need for field studies and monitoring approaches. Many studies showed that the adverse effects of plant protection measures on the investigated non-target communities in fields were temporally limited because of seasonal recovery processes. Regarding the adjacent areas, it was reported that visible effects caused in particular by spray drift occurred in areas immediately adjacent to treated fields.

Numerous studies of **direct plant protection effects** on fields and surrounding areas were identified. Not only spider and ground beetle but also pollinator insect communities were a particularly frequent target of study. Significant effects of plant protection on the diversity of arthropod communities were repeatedly demonstrated in both fields and adjacent areas. Moreover, comparisons showed higher ground beetle diversities in organically farmed fields than in conventionally cultivated areas.

Plant communities on crops are important elements of biodiversity in agricultural landscapes. Significant adverse effects of both chemical and mechanical plant protection measures (particularly weed control) on plant diversity in crop fields were scientifically demonstrated. Several field studies showed that organic farming areas managed without synthetic pesticides showed significantly higher flora diversity than fields of crops protected by conventional or integrated pest management. Furthermore, studies indicated that plant protection measures (in particular the use of herbicides) can influence the biological diversity of floral communities in adjacent areas because of spray drift, and that the risk of harmful effects is highest in the immediate vicinity of the field border.

The evidence proved that the occurrence of farmland birds has decreased. Numerous surveys show that both the density of special bird species such as the skylark and the diversity of birds in both crops and surrounding areas have decreased during the last decades. However, the specific effect of plant protection independent from other influences could only be demonstrated in a few cases.

Very few findings exist on direct effects of plant protection on amphibians, reptilians and vertebrates.

Many studies addressed the direct effects of different plant protection measures on soil organisms in crop areas. However, the majority of researchers did not focus diversity parameters, but rather on mostly density- and activity-related parameters for special indicator species or groups. There is evidence demonstrating that soil-dwelling organisms can be adversely influenced by different plant protection measures. For the well-investigated indicator group of earthworms, for example, it was shown that mineral soil dwellers are particularly sensitive to high copper levels in soil, and that even low copper exposure in soil can lead to the decreasing functional diversity of earthworms. Direct effects of plant protection on the diversity of soil organisms in adjacent areas are also possible, but the estimated probability of exposure is lower than that in crop areas.

The direct effects of plant protection on the diversity of water organisms in surface waters was the focus of several investigations, including complex field studies, but here too, the impacts of specific pesticide uses were the main focus of study. Although many methodological difficulties limited the results of the experiments, these studies show that

plant protection can have negative impacts on the diversity of aquatic organism communities, but that this is unlikely when plant protection is conducted properly.

**Indirect effects of plant protection** on biological diversity in crop and adjacent areas mainly result from the loss of trophic sources (e.g. arable flora and animal foodstuff) or habitats. The indirect effects of plant protection were investigated far less often than the direct effects, not least because of methodological shortcomings. Therefore, only a few studies provide findings regarding the major non-target organism communities. Nevertheless, the available studies provide scientific proof that plant protection can have indirect effects on amphibians, reptiles, birds and mammals by affecting the food chain via the decimation of food sources like seeds, arthropods and small mammal species. In most of the studies, however, the occurrence of single indicator species was observed rather than the diversity of organism communities.

In the framework of complex studies, there were many comparisons of organic farming versus other cropping systems—conventional and integrated farming, in particular, but also low-input pesticide treatments. Organic farming and low-input pesticide treatments led to the best states of biodiversity. Furthermore, biodiversity was higher in systems with strict implementation of integrated production or integrated plant protection than in those with conventional cropping. Due to clear methodological difficulties in differentiating the specific effects of plant protection on biodiversity from those of other factors, the authors stated a need for appropriate field studies and monitoring approaches.

Overall, there are uncertainties in evaluating the impacts of plant protection on biodiversity in agricultural landscapes. Assessment of the specific effects of plant protection separate from those of all other factors influencing biodiversity proved to be difficult. To improve the data base, complex investigations are needed that take different cropping systems and plant protection intensities in the context of all relevant influences into account. A national biodiversity monitoring system is needed that enables the determination of individual influences of different factors on biodiversity in different agricultural landscapes. More communication and transparency regarding biodiversity in agricultural landscapes is also necessary. Baseline data, i.e. reference values for a good ecological state of different organism communities in crops and adjacent areas, are also required to properly evaluate the impacts of plant protection and individual plant protection measures on biodiversity.

## 6. Literaturverzeichnis

ABBO (2001): Die Vogelwelt von Berlin und Brandenburg. Arbeitsgemeinschaft Berlin - Brandenburger Ornithologen. Natur und Text, Rangsdorf, 684 S.

Achtziger, R.; Stickroth, H.; Zieschank, R. (2004): Nachhaltigkeitsindikator für die Artenvielfalt – ein Indikator für den Zustand der Natur und Landschaft in Deutschland. Angewandte Landschaftsökologie, Band 63, Landwirtschaftsverlag Münster, Münster-Hiltrup, 137 S.

Albrecht T. (2008): Effects of introducing organic farming on the population ecology and diversity of arable weeds. Journal of Plant Diseases and Protection, Special Issue XXI: 357-362.

Al Hussein, I.A.; Lübke, M.; Wetzel, Th. (1990): Nebenwirkungen von Insektiziden auf Kurzflügelkäfer (Col.; Staphylinidae) in Winterweizenfeldern. Journal of Applied Entomology 109: 226-232.

Al Hussein, I.A.; Lübke, M.; Wetzel, Th. (1991): Zum Einfluß von Insektiziden auf die Aktivitätsdichte der Laufkäfer (Col.; Carabidae) im Winterweizen. Journal of Applied Entomology 112: 499-504.

Allen-Wardell, G.; Bernhardt, P.; Bitner, R.; Burquez, A.; Buchmann, S.; Cane, J.; Cox, P. A.; Dalton, V.; Feinsinger, P.; Ingram, M. et al. (1998): The potential consequences of pollinator declines on the conservation of biodiversity and stability of food crop yields. Conservation Biology 12: 8-17.

Andersen, A.; Eltun, R. (2000): Long-term developments in the carabid and staphylinid (Col., Carabidae and Staphylinidae) fauna during conversion from conventional to biological farming. Journal of Applied Entomology 124: 51-56.

Anonymus (2007): Agrobiodiversität erhalten, Potenziale der Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft erschließen und nachhaltig nutzen. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV).

Anonymus (2008): Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU).

Anonymus (2009): Meldungen über Pflanzenschutzmittelvergiftungen von Wirbeltieren - Berichtszeitraum 2004-2008. Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (BVL).

Barron, M.G.; Woodburn, K.B. (1995): Ecotoxicology of chlorpyrifos. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology 144: 1-93.

Bartels, G.; Kampmann, Th. (1994): Auswirkungen eines langjährigen Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln bei unterschiedlichen Intensitätsstufen und Entwicklung von Bewertungskriterien. Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt 295, 405 S.

Basedow, Th.; Birg, A.; Scherney, f. (1976): Auswirkungen von Isektizidbehandlungen auf die epigäische Raubarthropoden in Getreidefeldern, insbesondere die Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae). Entomologica Experimentalis et Applicata 19: 37-51.

- Basedow, Th.; Beckmann, C.; Runge, I. (1987): Problematik von Freilandveruchen zur Prüfung der Wirkung von Pflanzenschutzmitteln auf epigäische Raubarthropoden. Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz 94: 260-275.
- Basedow, Th.; Borg, A.; Scherney, F. (2011): Auswirkungen von Insektizidbehandlungen auf die epigäischen Raubarthropoden in Getreidefeldern, insbesondere die Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae). Entomologia Experimentalis et Applicata 19: 37-51.
- Becker, H.; Hurle, K. (1996): Unkrautflora auf Feldern mit unterschiedlich langer ökologischer Bewirtschaftung. Journal of Plant Diseases and Protection, Special Issue XVI: 155-161.
- Bengtsson, J.; Ahnstrom, J.; Weibull, A.C. (2005): The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. Journal of Applied Entomology 42: 261-269.
- Berger, G.; Pfeffer, H.; Kalettka, T. (2011): Amphibienschutz in kleingewässerreichen Ackerbaugebieten. Natur und Text, Rangsdorf, 381 S.
- Berny, P.; Gaillet, J.-R. (2008): Acute poisoning of Red Kites (*Milvus milvus*) in France: Data from the SAGIR network. Journal of Wildlife Diseases 44: 417-426.
- BfN (2015): [http://www.biologischevielfalt.de/ind\\_hnv.html](http://www.biologischevielfalt.de/ind_hnv.html).
- Bischoff, G.; Rodemann, B.; Pestemer, W. (2002): Untersuchungen zum Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer – Ergebnisse aus den Fortsetzungen des RUN OFF-Projektes am Standort Lamspringe 1999-2001. Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft 390: 371.
- Bischoff, G.; Stähler, M.; Ehlers, K. (2002): Biological-chemical monitoring in drainage ditches in the ‚Altes Land‘ orcharding region - Part 1: Application of plant protection products and residues of a.i. in surface water. Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft 390: 380-381.
- Bitzer, R.J.; Rice, M.E.; Pilcher, C.D.; Pilcher, C.L.; Lam, W. (2005): Biodiversity and community structure of epedaphic and eudaphic springtails (Collembola) in transgenic rootworm Bt corn. Environmental Entomology 34: 1346–1376.
- Blacquiere, T.; Smagghe, G.; van Gestel, C.A.M.; Cornelis, A.; Mommaerts, V. (2012): Neonicotinoids in bees: a review on concentrations, side-effects and risk assessment. Ecotoxicology 21: 973-992.
- BMUB (2015): Indikatorenbericht zur nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. [http://www.biologischevielfalt.de/fileadmin/NBS/documents/Indikatoren/Indikatorenbericht-2010\\_NBS\\_Web.pdf](http://www.biologischevielfalt.de/fileadmin/NBS/documents/Indikatoren/Indikatorenbericht-2010_NBS_Web.pdf).
- Boatman, N.D.; Brickle, N.W.; Hart, J.D.; Milsom, T.P.; Morris, A.J.; Murray, A.W.A.; Robertson, P.A. (2004): Evidence for the indirect effects of pesticides on farmland birds. Ibis 146: 131-143.
- Booij, C.J.H.; Noorlander, J. (1992): Farming Systems and Insect Predators. Agriculture Ecosystems and Environment 40: 125-135.

- Braak, C.J.F. ter; Smilauer, P. (2002): CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Wageningen University Research, Wageningen UR E-depot.
- Bradbury, R.B.; Bailey, C.M.; Wright, D.; Evans, A.D. (2008): Wintering Cirl Buntings *Emberiza cirlus* in southwest England select cereal stubbles that follow a low-input herbicide regime: Capsule Birds selected stubbles preceded by crops with reduced pesticide inputs over those grown conventionally. *Bird Study* 55: 23-31.
- Brooks, D.R.; Bohan, D.A.; Champion, G.T.; Haughton, A.J.; Hawes, C.; Heard, M.S.; Clark, S.J.; Dewar, A.M.; Firbank, L.G.; Perry, J.N. et al. (2003): Invertebrate responses to the management of genetically modified herbicide-tolerant and conventional spring crops. I. Soil-surface-active invertebrates. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series, B - Biological Sciences* 358 (1439): 1847-1862.
- Brown, M.J.F.; Paxton, R.J. (2009): The conservation of bees: a global perspective. *Apidologie* 40: 410-416.
- Brühl, C.A.; Guckenmus, B.; Ebeling, M.; Barfknecht, R. (2011): Exposure reduction of seed treatments through dehusking behaviour of the wood mouse (*Apodemus sylvaticus*). *Environmental Science and Pollution Research International* 18: 31-37.
- Brühl, C.A.; Schmidt, Th.; Pieper, S.; Alscher, A. (2013): Terrestrial pesticide exposure of amphibians: An underestimated cause of global decline? *Scientific Reports* 3: 1135.
- Büchs, W. (2012): Bewertung der Evertebraten-Biodiversität landwirtschaftlicher Nutzflächen – Möglichkeiten und Grenzen der Nutzung biologischer Elemente als Indikatoren für Biodiversität der Agrarlandschaft. *Julius-Kühn-Archiv* 436: 44-53.
- Buhr, L.; Stähler, M.; Süß, A.; Schmidt, H.; Mueller, A.C.W.; Becker, H. (2001): Ökotoxikologische Untersuchungen. In: Rodemann, B.; Bartels, G.; Pestemer, W.; Becker, H. *Nachhaltige Landwirtschaft - Pflanzenschutz und Gewässerschutz, Wissenschaftliche Fachtagung in Berlin, 6. und 7. September 2000. Parey Heft 381, Berlin: 116-146.*
- Bundschuh, R. Schmitz, J.; Bundschuh, M.; Brühl, C.A. (2012): Does insecticide drift adversely affect grasshoppers (Orthoptera: Saltatoria) in field margins? A case study combining laboratory acute toxicity testing with field monitoring data. *Environmental Toxicology and Chemistry* 31: 1874-1879.
- Burn, A.J. (2000): Pesticides and their effects on lowland farmland birds. In: Aebischer, H.J., Evans, A.D., Grice, P.V.; Vickery, J.A. (eds.): *Ecology and conservation of Lowland Farmland Birds*. British Ornithologist's Union, Tring: 89-105.
- Clark, D.R.; Kunz, T.H.; Kaiser, T.E. (1978): Insecticides applied to a nursery colony of Little Brown Bats (*Myotis lucifugus*): Lethal concentrations in brain tissues. *Journal of Mammalogy* 59: 84-91.
- Cooper, C.M. (1993): Biological effects of agriculturally derived surface-water pollutants on aquatic systems – a review. *Journal of Environmental Quality* 22: 402-408.
- De Schampheleire, M.; Spanoghe, P.; Brusselmann, E.; Sonck, S. (2007): Risk assessment of pesticide spray drift damage in Belgium. *Crop Protection* 26: 602-61.

- De Snoo, G.R.; Scheidegger, N.M.I.; de Jong, F.M.W. (1999): Vertebrate wildlife incidents with pesticides: a European survey. *Pest Management Science* 55: 47–54.
- Devare, M.H.; Jones, C.M.; Thies, J.E. (2004): Effect of Cry3Bb transgenic corn and tefluthrin on the soil microbial community: Biomass, activity and diversity. *Journal of Environmental Quality* 33: 837-843.
- Dewey, S.L. (1986): Effects of the herbicide atrazine on aquatic insect community structure and emergence. *Ecology* 67: 148-162.
- Dively, G.P. (2005): Impact of Transgenic VIP3A x Cry1Ab Lepidopteran-resistant field Corn on the nontarget arthropod community. *Environmental Entomology* 34: 1267-1291.
- Dürr, S.; Berger, G.; Kretschmer, H. (1999): Effekte acker- und pflanzenbaulicher Bewirtschaftung auf Amphibien und Empfehlungen für die Bewirtschaftung in Amphibien-Reproduktionszentren. In: A. Krone, A.; Baier, R.; Schneeweiss, N. (eds.): *Amphibien in der Agrarlandschaft*, RANA, Sonderheft 3, 101–116.
- EASAC (2015): Ecosystem services, agriculture and neonicotinoids. European Academics Science Advisory Council (EASAC), EASAC policy report 26.
- Edwards, P.J.; Fletcher, M.R.; Berny, P. (2000): Review of the factors affecting the decline of the European brown hare, *Lepus europaeus* (Pallas, 1778), and the use of wildlife incident data to evaluate the significance of paraquat. *Agriculture Ecosystems and Environment* 79: 95-103.
- EEA (2013): The European Grassland Butterfly-Indicator: 1990-2011. EEA technical report 11/2013, 34 S.
- EFSA (2012): European Food Safety Authority, Statement on the findings in recent studies investigating sub-lethal effects in bees of some neonicotinoids in consideration of the uses currently authorised in Europe. *EFSA Journal* 10: 2752.
- Ehrmann, O. (1998): Untersuchungen zum Bodenleben. Abschlussbericht „Ökologische Auswirkungen von verschiedenen Bodenbearbeitungsverfahren“, Universität Hohenheim, Ordnungsnummer 23-95.10.
- Felgentreu, D.; Riepert, F.; Baier, B. (2012): Prüfung der Auswirkung von Pflanzenschutzmitteln auf die strukturelle Diversität in Böden. *Julius-Kühn-Archiv* 436 : 86-91.
- Felke, M.; Langenbruch, G.A. (2003): Wirkung von Bt-Mais-Pollen auf Raupen des Tagfauenauges im Laborversuch. *Gesunde Pflanzen* 55: 1-7.
- Felke, M.; Langenbruch, G.A. (2005): Auswirkungen des Pollens von transgenem Bt-Mais auf ausgewählte Schmetterlingslarven. *BfN-Skripten* 157, 143 S.
- Fischer, F.; Heimbach, U.; Ladewig, E. (2010): Impact of different herbicide strategies on epigeic arthropods in a sugar beet crop. *Julius-Kühn-Archiv* 428: 313-314.
- Fischer, J.; Müller, T.; Spatz, A.-K.; Greggers, U.; Grünewald, B.; Menzel, R. (2014): Neonicotinoids interfere with specific components of navigation in honeybees. *PLoS ONE* 9: e91364.

Flade, M.; Sudfeld, Ch.; Dziewiaty, K.; Hötker, H.; Bernady, P.; Ludwigs, J.D.; Joest, R.; Langgemach, T.; Achilles, L.; Rühmkorf, H.; Tüllinghoff, R.; Gießling, B.; Kramer, M.; Trautmann, S.; Dankelmann, M. (2011): Positionspapier zur aktuellen Bestandsituation der Vögel der Agrarlandschaft. Vogelkundliche Berichte aus Niedersachsen 42: 175-184.

Forster, R. (2009): Bee poisoning caused by insecticidal seed treatment of maize in Germany in 2008. Julius-Kühn-Archiv (423): 126-131.

Freier, B.; Richter, C.; Beuthner, V.; Schmidt, G.; Volkmar, C. (2011): Structure of arthropod communities in *Bt* maize and conventional maize – results of redundancy analyses of longterm field data from the Oderbruch region in Germany. Journal für Kulturpflanzen 63: 401-410.

Freier, B.; Sellmann, J.; Strassemeyer, J.; Schwarz, J.; Klocke, B.; Kehlenbeck, H.; Zornbach, W. (2016): Netz Vergleichsbetriebe Pflanzenschutz, Jahresbericht 2014, Analyse der Ergebnisse der Jahre 2007 bis 2014. Berichte aus dem Julius Kühn-Institut 182, 106 S.

Freier, B.; Volkmar, C.; Kreuter, Th.; Triltsch, H.; Stark, A.; Forster, R. (1999): Nützlinge als Bioindikatoren für die ökologischen Auswirkungen des Pflanzenschutzes in Feldstudien – Methoden und die Probleme bei der Interpretation der Daten. Anzeiger für Schädlingskunde 72: 5-11.

Fritz, K.; Sowig, P.; Laufer, H. (2001): Verbreitung und Bestandssituation der Westlichen Smaragdeidechse (*Lacerta bilineata*) in Baden-Württemberg. Mertensiella 14.

Fritz-Köhler, W. (1996): Chrysomelid and curculionid beetles associated with arable weeds, their ecology and biogeography in Central Europe, and a study on crop margins not treated with agrochemicals. Agrarökologie 19: 138 S.

Fry, D.M. (1995): Reproductive effects in birds exposed to pesticides and industrial-chemicals. Environmental Health Perspectives 103: 165-171.

Fryday, S.; Thompson, H. (2012): Toxicity of pesticides to aquatic and terrestrial life stages of amphibians and occurrence, habitat use and exposure of amphibian species in agricultural environments. Food and Environment research Agency, Supporting Publications EN: 348 pp.

Gabriel, D.; Thies, C.; Tschardtke, T. (2005): Local diversity of arable weeds increases with landscape complexity. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics 7: 85-93.

Ganzelmeier, H.; Rautmann, D.; Spangenberg, R.; Streloke, M.; Herrmann, M.; Wenzelburger, H.-J.; Walter, H.-F. (1995): Untersuchungen zur Abtrift von Pflanzenschutzmitteln. Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Berlin-Dahlem 304.

Gaupp-Berghausen, M.; Hofer, M.; Rewald, B.; Zaller, J.G. (2015): Glyphosate-based herbicides reduce the activity and reproduction of earthworms and lead to increased soil nutrient concentrations. Scientific Reports 5: 12886.

Geiger, F.; Bengtsson, J.; Berendse, F.; Weisser, W. W.; Emmerson, M.; Morales, M. B.; Ceryngier, P.; Liira, J.; Tschardtke, T.; Winqvist, C.; Eggers, S.; Bommarco, R.; Pärt, T.; Bretagnolle, V.; Plantegenest, M.; Clement, L.W.; Dennis, C.; Palmer, C.; Oñate, J.J.; Guerrero, I.; Hawro, V.; Aavik, T.; Thies, C.; Flohre, A.; Hänke, S.; Fischer, C.; Goedhart,

- P.W.; Inchausti, P. (2010): Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology* 11: 97-105.
- Geluso, K.N.; Altenbach, J.S.; Don, E.W. (1976): Bat mortality: Pesticide poisoning and migratory stress. *Science* 194: 184-186.
- Geluso, K.N.; Altenbach, J.S.; Don, E.W. (1981): Organochlorine residues in young Mexican Free-Trail Bats from several Roosts. *American Midland Naturalist* 105: 249-257.
- Gerhards, R.; Dieterich, M.; Schumacher, M. (2013): Rückgang von Ackerunkräutern in Baden-Württemberg – ein Vergleich von vegetationskundlichen Erhebungen in den Jahren 1948/49, 1975–1978 und 2011 im Raum Mehrstetten – Empfehlungen für Landwirtschaft und Naturschutz. *Gesunde Pflanzen* 65: 151-160.
- Gill, R.J.; Ramos-Rodriguez, O.; Raine, N.E. (2012): Combined pesticide exposure severely affects individual- and colony-level traits in bees. *Nature* 491 (7422):105-119.
- Glemnitz, M.; Radics, L.; Hoffmann, J.; Czimber, G. (2006): Weed species richness and species composition of different arable field types – A comparative analysis along a climate gradient from south to north Europe. *Journal of Plant Diseases and Protection* 20: 577-586.
- Golla, B.; Strassemeyer, J.; Koch, H.; Rautmann, D. (2011): A method for a stochastic simulation of spray drift values as basis for a georeferenced probabilistic exposure assessment of surface waters. *Journal für Kulturpflanzen* 63: 33-44.
- Goulson, D. (2013): Review: An overview of the environmental risks posed by neonicotinoid insecticides. *Journal of Applied Ecology* 50: 977-987.
- Gutsche, V.; Strassemeyer, J. (2007): SYNOPSIS - ein Modell zur Bewertung des Umwelt-Risikopotentials von chemischen Pflanzenschutzmitteln. *Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes* 59: 197-210.
- Gutsche, V.; Strassemeyer, J.; Ladewig, E. (2012): Modelling environmental risk of chemical plant protection strategies in sugar beets. *Gesunde Pflanzen* 64: 11-19.
- Hahn, M.; Lenhardt, P.; Brühl, A.C. (2014): Characterization of field margins in intensified agro-ecosystems—why narrow margins should matter in terrestrial pesticide risk assessment and management. *Integrated Environmental Assessment and Management* 410: 56–462.
- Hahn, M.; Schotthöfer, A.; Schmitz, J.; Franke, L.A.; Brühl, A.C. (2015): The effects of agrochemicals on Lepidoptera, with a focus on moths, and their pollination service in field margin habitats. *Agriculture Ecosystems and Environment* 207: 153–162.
- Hanazato, T. (2001): Pesticide effects on freshwater zooplankton: an ecological perspective. *Environmental Pollution* 112: 1-10.
- Hausmann C.; Wackers F.L.; Dorn S. (2005): Sugar convertibility in the parasitoid *Cotesia glomerata*. *Archiv Insect Biochemistry and Physiology* 60: 223-229.
- Heimbach, U.; Stähler, M. (2010): Stäube bei der Aussaat von behandeltem Getreidesaatgut – ein Problem? *Julius-Kühn-Archiv* 428: 76-77.
- Henry M.; Beguin M.; Requier F.; Rollin O.; Odoux J. F.; Aupinel P.; Aptel J.; Tchamitchian S.; Decourtye A. (2012) - A common pesticide decreases foraging success and survival in honey bees. *Science* 336 (6079): 348-350.

Herwig, N.; Felgentreu, D.; Hommel, B. (2016): Is the longstanding application of copper in vineyard protection a cause for concern for soil organisms? European Copper Conference 17 – 18 November 2016, Berlin, [http://kupfer.jki.bund.de/dokumente/upload/76ba0\\_07\\_herwig\\_et\\_al\\_20161117.pdf](http://kupfer.jki.bund.de/dokumente/upload/76ba0_07_herwig_et_al_20161117.pdf) (Accessed on 13 Januar 2017).

Heydemann, B.; Meyer, H. (1983): Auswirkungen der Intensivkultur auf die Fauna in den Agrarbiotopen. Schriftenreihe Deutscher Rat für Landespflege 42: 174-191.

Hilbeck, A.; Baumgartner, M.; Fried, P.M.; Bigler, F. (1998): Effects of transgenic *Bacillus thuringiensis* corn-fed prey on mortality and development time of immature *Chrysoperla carnea* (Neuroptera: Chrysopidae). Environmental Entomology 27: 480-487.

Hilbig, W.; Bachtaler, G. (1992): Wirtschaftsbedingte Veränderung der Segetalvegetation in Deutschland im Zeitraum von 1950-1990. Angewandte Botanik 66: 192-200.

Hötker, H. (2004): Vögel der Agrarlandschaft – Bestand, Gefährdung, Schutz. Warlich-Druck, Meckenheim, 44 S.

Hötker, H.; Bernady, P.; Dziewiaty, K.; Flade, M.; Hoffmann, J.; Schöne, F.; Thomsen, K.M. (2013): Vögel der Agrarlandschaft – Gefährdung und Schutz. NABU-Bundesverband, Berlin, 55 S.

Höss, S.; Menzel, R.; Gessler, F.; Nguyen, H.T.; Jehle, J.A.; Traunspurger, W. (2011): Effects of insecticidal crystal proteins (Cry proteins) produced by genetically modified maize (Bt maize) on the nematode *Caenorhabditis elegans*. Environmental Pollution 178: 147-151.

Hoffmann, J. (2012): Blütenvielfalt der Wildpflanzenarten in Getreidefeldern Europas. Julius-Kühn-Archiv 436: 77-81.

Hoffmann, J.: Stellungnahme zu direkten und indirekten Einflüssen des Pflanzenschutzes auf die Biodiversität in der Agrarlandschaft. Julius Kühn-Institut, 17.06.2015, 1-11.

Hoffmann, J.; Hempelmann, N.; Glemnitz, M.; Radics, L.; Czimber, G.; Wittchen, U. (2012): Einfluss von Temperatur und Nutzung auf die floristische Artenvielfalt in Getreideanbaugebieten Europas. Julies-Kühn-Archiv 436: 70-76.

Hoffmann, J.; Hempelmann, N.; Glemnitz, M.; Radics, L. (2014): Impacts of temperature and land use intensity on the floristic species diversity in grain field areas of Europe. In: Korn, H.; Stadler, J.; Bonn, A.; Bockmühl, K.; Macgregor, N. (eds.): Proceedings of the European Conference "Climate change and Nature Conservation in Europe – an ecological, policy and economic perspective". BfN-Skripten 367: 185-186.

Hoffmann, J.; Koszininski, A. (1991): Die Vogelwelt im Landkreis Strausberg. Tastomat, Eggersdorf.

Hoffmann, J.; Kretschmer, H.; Pfeffer, H. (2000): Effects of patterning on biodiversity in Northeast German agro-landscapes. Ecological Studies 147: 325-340.

Hole, D.G.; Perkins, A.J.; Wilson, J.D.; Alexander, I.H.; Grice, P.V.; Evans, A.D. (2005): Does organic farming benefit biodiversity? Biological Conservation 122: 113-130.

Hommen, U. (2004): Auswertung der wichtigsten in Deutschland durchgeführten Monitoringstudien zu Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf Nichtzielorganismen. Endbericht. Projekt im Auftrag des BVL, Braunschweig, 97 S. ;

[http://www.bvl.bund.de/SharedDocs/Downloads/04\\_Pflanzenschutzmittel/studie\\_psm\\_wirk\\_nicht\\_ziel\\_org.pdf?\\_\\_blob=publicationFile](http://www.bvl.bund.de/SharedDocs/Downloads/04_Pflanzenschutzmittel/studie_psm_wirk_nicht_ziel_org.pdf?__blob=publicationFile)

Hotze, C.; van Elsen, T. (2006): Ackerwildkräuter konventionell und ökologisch bewirtschafteter Äcker im östlichen Meißnervorland - Entwicklung in den letzten 30 Jahren. *Journal of Plant Diseases and Protection*, Sonderheft XX, 547-555.

Icoz, I.; Saxena, D.; Andow, D.A.; Zwahlen, C.; Stotzky, G. (2008): Microbial populations and enzyme activities in soil in situ under transgenic corn expressing cry proteins from *Bacillus thuringiensis*. *Journal of Environmental Quality* 37: 647-662.

Jänsch, St.; Frampton, G.K.; Römbke, J.; van den Brink, P.; Scott-Fordsmand, J.J. (2006): Effects of pesticides on soil invertebrates in model ecosystem and field studies: a review and comparison with laboratory toxicity data. *Environmental Toxicology and chemistry* 25: 2490-2501.

Jahn, T.; Hötter, H.; Oppermann, R.; Bleil, R.; Vele, L. (2014): Protection of biodiversity of free living birds and mammals in respect of the effects of pesticides. Projektbericht. Texte 30/2014. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.

Jörg, E.; Sound, P.; Louis, F.; Zipse, W. (2014): Hubschrauberspritzung im Steillagenweinbau in Rheinland-Pfalz, Stellungnahme aus naturschutzfachlicher und pflanzenschützerischer Sicht, 17 S.

Jörg, E.; Sound, P. (2015): Schützenwerte Arten in Steillagenweinbergen und Saumbiotopen. Stellungnahme 06.01.2015, Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Ernährung, Weinbau und Forsten Rheinland-Pfalz, 6 S.

Joermann, G.; Gemmeke, H. (1994): Meldungen über Pflanzenschutzmittelvergiftungen von Wirbeltieren. *Nachrichtenblatt für den Deutschen Pflanzenschutzdienst* 46: 295-297.

Jossi, W.; Zihlmann, U.; Anken, T.; Dorn, B.; Van der Heijden, M. (2011): Reduzierte Bodenbearbeitung schont die Regenwürmer. *Agrarforschung Schweiz* 2: 432-439.

Karg, W. (1994): Raubmilben, nützliche Regulatoren im Naturhaushalt. Bd. 624. Die neue Brehm-Bücherei, Westarp Wissenschaften, Magdeburg.

Karg, W.; Freier, B. (1995): Parasitiforme Raubmilben als Indikatoren für den Ökologischen Zustand von Ökosystemen. *Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft* 308: 1-96.

Kearns, C.A.; Inouye, D.W.; Waser, N.M. (1998): Endangered mutualisms: The conservation of plant-pollinator interactions. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29: 83-112.

Kevan, P.G. (1999): Pollinators as bioindicators of the state of environment: species, activity and diversity. *Agriculture Ecosystems and Environment* 74: 373-393.

Kevan, P.G.; Greco, C.F.; Belaoussoff, S. (1997): Log-normality of biodiversity and abundance in diagnosis and measuring of ecosystemic health; pesticide stress on pollinators on blueberry heaths. *Journal of Applied Ecology* 34: 1122-1136.

Kladivko, E.J. (2001): Tillage systems and soil ecology. *Soil and Tillage Research* 61: 61-76.

- Konning, L.; Sefzat, D.; Gerowitt, B. (2016): Ist eine Verschiebung der Unkrautzusammensetzung in Winterweizen als Folge von Glyphosatanwendungen zu erkennen? *Julius-Kühn-Archiv* 454: 365-366.
- Koolhaas, J.E.; van Geestel, C.A.M.; Rombke, J.; Soares, A.M.V.M.; Jones, S.E. (2004): Ring-testing of terrestrial Model Ecosystem (TME) – An instrument for testing potentially harmful substances: Effects of carbendazim on soil microarthrophod communities. *Ecotoxicology* 13: 75-88.
- Korneck, D.; Schnittler, M.; Vollmer, I. (1996): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyto et Spermatophyta) Deutschlands. In: Ludwig, G.; Schnittler, M. (Red.): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. Schriftenreihe für Vegetationskunde 28: 21-287.
- Kretschmer, H.; Pfeffer, H.; Hoffmann, J.; Fux, I.; Schrödl, G. (1995): Strukturelemente in Agrarlandschaften Ostdeutschlands: Bedeutung für den Biotop- und Artenschutz. *ZALF-Berichte* 19: 1-164.
- Kreuter, T. (1998): Möglichkeiten und Grenzen der Nutzung von Laufkäfern (Coleoptera: Carabidae) als Indikatoren der Qualität eines Acker-Ökosystems. *Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft* 357: 188-189.
- Kreuter, T. (2002): Laufkäfer als agrarökologische Indikatoren für Bewirtschaftungs- und Gestaltungskonzepte auf trockenen Lößstandorten (sechsjährige Untersuchungen im Ökohof Seeben). Dissertation, Landwirtschaftliche Fakultät der Martin-Luther-Universität, Halle-Wittenberg.
- Kromp, B. (1990): Carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) as bioindicators in biological and conventional farming in Austrian Potato fields. *Biology and Fertility of Soils* 9: 182-187.
- Kühne, S.; Enzian, S.; Jüttersonke, B.; Freier, B.; Forster, R.; Rothert, H. (2000): Beschaffenheit und Funktion von Saumstrukturen in der Bundesrepublik Deutschland und ihre Berücksichtigung im Zulassungsverfahren im Hinblick auf die Schonung von Nichtzielarthropoden. Heft 378. Parey Buchverlag, Berlin.
- Kühne, S.; Freier, B. (2012): Saumbiotop und ihre Bedeutung für Artenvielfalt und biologischen Pflanzenschutz. *Julius-Kühn-Archiv* 436: 24-36.
- Kühne, S.; Freier, B.; Kaul, P.; Jüttersonke, B.; Schenke, D.; Forster, R.; Baier, B.; Moll, E. (2002). Auswirkungen der Abdrift von Insektiziden in einem Saumbiotop. *Agrarökologie* 42: 1-121.
- Kühne, S.; Roßberg, D.; Röhrig P.; von Mehring, F.; Weihrauch F.; Kanthak, S.; Kienzle, J.; Patzwahl, W.; Reiners, E. (2016): Status Quo der Anwendung kupferhaltiger Pflanzenschutzmittel in der deutschen Landwirtschaft und dem Gartenbau. *Journal für Kulturpflanzen* 68: 189-196.
- Lamprecht, I.; Motzkus, Ch.; Schaarschmidt, B.; Coenen-Stass, D. (1990): Pentachlorphenol – An enironmental Pollutant. *Microcalormetric Investigations of an ecological model system. Thermochimica Acta* 172: 87-94.
- Lenhardt, P.P.; Brühl, A.C.; Berger, G. (2015): Temporal coincidence of amphibian migration and pesticide applications on arable fields in spring. *Basic and Applied Ecology* 16: 54-63.

- Liess, M.; Brown, C.; Dohmen, P.; Duquesne, S.; Hart, A.; Heimbach, F.; Kreuger, J.; Lgadic, L.; Maund, S.; Reinert, W.; Strelake, M.; Tarazona, J.V. (eds.) (2005): Effects of Pesticides in the field. EU and SETAC EUROPE Workshop October 2003, Le Croisic, France. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), Brüssel, 136 S.
- Lozzia, G.C. (1999): Biodiversity and structure of ground beetle assemblages (Coleoptera, Carabidae) in *Bt* corn and its effects on non target insects. *Bollettino di zoologia Agraria e di Bachicoltura* 31: 37-58.
- Lübke-Al Hussein, M. (1995): Laufkäfer- und Kurzflüglergemeinschaften unter dem Einfluss abgestufter Pflanzenschutzmittelanwendungen im Verlauf einer Fruchtfolgerotation und im Vergleich zu einem Feldrain. *Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für allgemeine und angewandte Entomologie* 10, 557-560.
- Lübke-Al Hussein, M.; Al Hussein, I.A. (1999): Auswirkungen der Bewirtschaftungsumstellung von konventionell-intensiver auf ökologisch-extensive Landbewirtschaftung und landschaftsräumlicher Neuordnung auf Kurzflüglerzönosen (Coleoptera: Staphylinidae) im Gebiet des „Ökohofes Seeben“ in Halle(S.). *Archiv für Phytopathologie und Pflanzenschutz* 32, 395-428.
- Lübke-Al-Hussein, M.; Al Hussein, I.A.; Rossler, I. (2009): Effects of no plough tillage and Ipoughing on structure and composition of epigeic arthropods and soil mesofauna on redsidual soils in the Ore Mountains. *Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für allgemeine und angewandte Entomologie* 17: 143-146.
- Lübke-Al-Hussein, M.; Wetzel, Th. (1993): Nebenwirkungen der Fungizide Afugan, Desmel, Desgan und des Insektizids Decis auf räuberische Käfer (Carabidae, Staphylinidae) in Wintergerste. *Beiträge zur Entomologie* 43: 129-140.
- Lübke-Al-Hussein, M.; Wetzel, Th. (1994): Vergleichende Betrachtung des Vorkommens epigäischer Raubarthropoden, insbesondere der Laufkäfer (Col., Carabidae, in Geteidefeldern und angrenzden Feldrainen. *Julius-Kühn-Archiv* 88: 32-39.
- Ludy, C.; Lang, A. (2006): A 3-year field-scale monitoring of foliage-dwelling spiders (Aranae) in transgenic *Bt* maize fields and adjacent field margins. *Biological Control* 38: 314-324.
- Mann, R.M.; Hyne, R.V.; Choung, C.B.; Wilson, S.P. (2009): Amphibians and agricultural chemicals: Review of the risks in a complex environment. *Environmental Pollution* 15: 2903-2927.
- Marasas, M.E.; Sarandon, S.J.; Cicchino, A.C. (2001): Changes in soil arthropod functional group in a wheat crop under conventional and no tillage systems in Argentina. *Applied Soil Ecology* 18: 61-68.
- Marshall, E.J.P.; Birnie, J.E. (1985): Herbicide effects on field margin flora. *Proceedings of the British Crop Protection Conference* 1985: 1021–1028.
- Melnychuk, N.A.; Olfert, O.; Youngs, B.; Gillot, C. (2003): Abundance and diversity of carabidae (Coleoptera) in different farming systems. *Agriculture Ecosystems and Environment* 95: 69-72.

- Meyer, S.; Wesche, K.; Krause, B.; Brütting, Ch.; Hensen, I.; Leuschner, Ch. (2014): Diversitätsverluste und floristischer Wandel im Ackerland seit 1950. *Natur und Landschaft* 89: 392-403.
- Moon, D.C.; Moon, J.; Keagy, A. (2010): Direct and Indirect Interactions. *Nature Education Knowledge* 3: 50.
- Mückschel, C. (1997): Literaturstudie über die Auswirkungen von Saumbiotopen und landespflegerischen Anlagen (Biotopvernetzung) auf angrenzende Acker- und Freilandgemüseflächen. Gesellschaft für Boden- und Gewässerschutz e.V., Wetzlar: 1-72.
- Mueller, P.; Creamer, N.; Barbercheck, M.; Raczkowski, C.; Bell, M.; Brownie, C.; Collins, A.; Fager, K.; Hu, S.J.; Jackson, M. et al. (2006): Long-term, large-scale systems research directed toward agricultural sustainability. In: Raupp, J.; Pekrun, C.; Oltmanns, M.; Kopke, U. (eds.): Long-term field experiments in organic farming: 79-97.
- NetPhyD und BfN (2013): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. Netzwerk Phytodiversität Deutschland (NetPhyD) und Bundesamt für Naturschutz (BfN) (Hrsg.), Landwirtschaftsverlag, Münster.
- Niehoff, B.; Kueneke, U.; Klein, J.; Pöhling, H.M. (1994): Impact of different rates of lambda-cyhalothrin on spiders and staphylinids in winter wheat. *Mededelingen Faculteit Landbouwkundige en Toegepaste Biologische Wetenschappen* 59 (2A): 335-345.
- Noss, R.F. (1990): Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach. *Conservation Biology* 4: 355-364.
- Obrist, L.B.; Dutton, A.; Romeis, J.; Bigler, F. (2006): Biological activity of Cry1Ab toxin expressed by Bt maize following ingestion by herbivorous arthropods and exposure of predator *Chrysoperla carnea*. *BioControl* 51: 31-48.
- Oerke, E.-C. (2006): Crop losses to pests. *Journal of Agricultural Science* 144: 31-43.
- Oppermann, R.; Paracchini, M.L. (2012): HNV farming – central to European cultural landscapes and biodiversity. In: Oppermann, R.; Beaufoy, G.G.; Jones, R. (eds.): High Nature Farming in Europe. *Regionalkultur, Ubstadt*, 17-23.
- Osterburg, B.; Plankl, R. (2014): Agrarumweltprogramme im Rahmen der EU-Agrarpolitik und ihre Umsetzung in Deutschland. *Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege* 7: 1-12.
- Parfitt, R.L.; Yeates, G.W.; Ross, D.J.; Schon, N.L.; Mackay, A.D., Wardle, D.A. (2010): Effect of fertilizer, herbicide and grazing management of pastures on plant and soil communities. *Applied Soil Ecology* 45: 175-186.
- Pfiffner, L.; Luka, H. (2003): Effects of low-input farming systems on carabids and epigeal spiders - a paired farm approach. *Basic and Applied Ecology* 4: 117-127.
- Pfiffner, L.; Müller, A. (2014): Wildbienen und Bestäubung. Faktenblatt. Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL): 8 S.
- Pistorius, J.; Bischoff, G.; Heimbach, U.; Stähler, M. (2009): Bee poisoning incidents in Germany in spring 2008 caused by abrasion of active substances from treated seeds during sowing of maize. *Julius-Kühn-Archiv* 423: 118-126.

Poehling, H.-M. (1986): Direkte und indirekte Nebenwirkungen der Bekämpfung von Getreideblattläusen in Winterweizenbeständen. Entomologische Tagung Wuppertal 1986, Kurzfassungen: 88.

Poehling, H.-M.; Dehne, H.W. (1984): Untersuchungen zum Auftreten von Getreideblattläusen an Winterweizen unter praktischen Anbaubedingungen. II. Einfluß von Insektizidbehandlungen auf Blattlauspopulation und Nutzarthropoden. Med. Fac. Landbouww., Rijksuniv. Gent 49: 1131-1145.

Poehling, H.-M.; Dehne, H.-W.; 1986: Mehrjährige Untersuchungen zur Bekämpfung von Getreideblattläusen in Winterweizen unter besonderer Berücksichtigung direkter und indirekter Nebenwirkungen auf Nutzarthropoden. Med. Fac. Landbouww., Rijksuniv. Gent 51: 1131–1145.

Poehling, H.-M.; Dehne, H.W.; Spick, P. (1985): Untersuchungen zur Bedeutung von Carabiden und Staphyliniden als Blattlausantagonisten in Winterweizen und deren Beeinträchtigung durch insektizide Wirkstoffe. Med. Fac. Landbouww., Rijksuniv. Gent 50: 519-530.

Poehling, H.-M.; Vidal, S.; Ulber, B. (1994): Genug Nützlinge auf Großflächen – Wunsch oder Wirklichkeit? Pflanzenschutz-Praxis 3: 34-37.

Potts, S.G.; Biesmeijer, J.C.; 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.

Prasse, I. (1985): Indications of structural-changes in the communities of microarthropods of the soil in an agro ecosystem after applying herbicides. Agriculture Ecosystems and Environment 13: 205-215.

Rautmann, D.; Streloke, M.; Winkler, R. (2001): New basic drift values in the authorization procedure for plant protection products. Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- and Forstwirtschaft 383: 133–141.

Rahmann, G. (2012): Biodiversität - Mehr oder weniger. In: Forschungsreport Spezial: Ökologischer Landbau 1: 4-5.

Reinecke, S.; Reinecke, A.J. (2007): The impact of organophosphate pesticides in orchards on earthworms in the Western Cape, South Africa. Ecotoxicology and Environmental Safety 66: 244-51.

Relyea, R.A. (2005): The impact of insecticides and herbicides on the biodiversity and productivity of aquatic communities. Ecological Applications 15: 618-627.

Richarz, N.; Neumann, D.; Wipking, W. (1989): Untersuchungen zur Ökologie des Apollofalters (*Parnassius apollo vinningensis* Stichel 1899, Lepidoptera, Papilionidae) im Weinbaugebiet der unteren Mosel. Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft rhein.-westf. Lepidopterologen 5: 108-259.

Riecken, U.; Ries, U.; Ssymank, A. (1994): Rote Liste der gefährdeten Biotypen der Bundesrepublik Deutschland. Bundesamt für Naturschutz (BfN) (Hrsg.), Bonn, 184 S.

Riepert, F. (2009): Effects of copper contamination on selected indicators of the soil biocenosis. Journal für Kulturpflanzen 61: 131-139.

- Riepert, F.; Baier, B.; Felgentreu, D.; Strumpf, Th. (2012): Earthworm cenoses used as indicators of soil fertility applied to sites of viticulture. *Julius-Kühn-Archiv* 436: 37-42.
- Riepert, F.; Steindl, A.; Strumpf, T. (2010): Biological test methods used to characterize soil quality are applied to study the impact of copper contamination on soil dwelling organisms due to long-term viticulture; Part A: Effects on earthworms and collembolans. *Julius-Kühn-Archiv* 428: 175.
- Roger-Estrade, J.; Anger, C.; Bertrand, M.; Richard, G. (2010): Tillage and soil ecology: Partners or sustainable agriculture. *Soil and Tillage Research* 111: 33-40.
- Romeis, J.; Meissle, M.; Bigler, F. (2006): Transgenic crops expressing *Bacillus thuringiensis* toxins and biological control. *Nature Biotechnology* 24: 63-70.
- Rose, R.; Dively, G.P. (2007): Effects of insecticide-treated and lepidopteran-active *Bt* Transgenic sweet corn on the abundance and diversity of arthropods. *Environmental Entomology* 36: 1254-1268.
- Roß-Nickoll, M.; Lennartz, G.; Fürste, A.; Mause, R.; Ottermanns, R.; Schäfer, S.; Smolis, M.; Theißen, B.; Toschki, A.; Ratte, H.T. (2004): Die Arthropodenfauna von grasigen Felddrainen (off crop) und die Konsequenzen für die Bewertung der Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf den terrestrischen Bereich des Naturhaushaltes. UBA Text Berlin 10/04: 148 S.
- Rundlof, M.; Andersson, G.K.S.; Bommarco, R.; Fries, I.; Hederstrom, V.; Herbertsson, L.; Jonsson, O.; Klatt, B.K.; Pedersen, T.R.; Youstone, J. et al. (2015): seed coating with neonicotinoid insecticide negatively affects wild bees. *Nature* 521 (7550): 77-U162.
- Salminen, J.; Sulkava, P. (1996): Distribution of soil animals on patchily contaminated soil. *Soil Biology and Biochemistry* 28: 1349-1355.
- Sánchez-Moreno, S.; Castro, J.; Alonso-Prados, E.; Alonso-Prados, J.L.; García-Baudín, J. M.; Talavera, M.; Durán-Zuazo, V.H. (2014): Tillage and herbicide decrease soil biodiversity in olive orchards. *Agronomy for Sustainable Development* 35: DOI: 10.1007/s13593-014-0266-x.
- Sander, U. (1995): Neue Erkenntnisse über Verbreitung und Bestandssituation des Weinhähnchens *Oecanthus pellucens* (SCOPOLI, 1763) (Gryllidae, Oecanthinae) im nördlichen Rheinland-Pfalz und in Nordrhein-Westfalen. *Articulata* 10: 73-88.
- Saure, C.; Jorns, S.; Berger, G. (2013): To the fauna of Aculeata in Saxony-Anhalt (Germany) – Part II: Bees in agricultural fields North of Köthen (Hymenoptera: Aculeata, Apiformes). *Entomologische Zeitschrift* 123: 67-77.
- Schmitz, J.; Hahn, M.; Brühl, C.A. (2014): Agrochemicals in field margins – An experimental field study to assess the impacts of pesticides and fertilizers on a natural plant community. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 193: 60-69.
- Schmitz, J.; Stahlschmidt, P.; Brühl, C.A. (2015): Protection of terrestrial non-target plant species in the regulation of environmental risks of pesticides. *Texte* 20/2015. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.

- Schneider, C.W.; Tautz, J.; Grünewald, B.; Fuchs, S. (2012): RFID Tracking of sublethal effects of two neonicotinoid insecticides on the foraging behavior of *Apis mellifera*. PLoS ONE 7(1): e30023.
- Schneider, M.K.; Lüscher, G. (2014): Gains to species diversity in organically farmed fields are not propagated at the farm level. Nature Communications 5: 4151. DOI: 10.1038/ncomms5151.
- Scholz-Starke, B.; Beylich, A.; Moser, T.; Nikolakis, A.; Rumpler, N.; Schaffer, A.; Theissen, B.; Toschki, A.; Ross-Nickoll, M. (2013): The response of soil organism communities to the application of the insecticide lindane in terrestrial model ecosystems. Ecotoxicology 22: 339-362.
- Schorling, M.; Freier, B. (2006): Six-year monitoring of non-target arthropods in *Bt* maize (cry 1Ab) in the European corn borer (*Ostrinia nubilalis*) infestation area Oderbruch (Germany). Journal für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit 1: 106-108.
- Schröter, L.; Irmiler, U. (2013): Organic cultivation reduces barrier effect of arable fields on species diversity. Agriculture, Ecosystems and Environment 164: 176-180.
- Schulz, R.; Liess, M. (1999): A field study of the effects of agriculturally derived insecticide input on stream macroinvertebrate dynamics. Aquatic Toxicology 46: 155-176.
- Schumacher, K.; Freier, B. (2008): Who benefits from low-input pesticide use within the tritrophic system: crop-aphis-predator? IOBC/wprs Bulletin 35: 10-17.
- Shure, J.D. (1971): Insecticide Effects on Early Succession in an Old Field Ecosystem. Ecology 52: 271-279 .
- Smith, T.M.; Stratton, G.W. (1986): Effects of synthetic pyrethroid insecticides on nontarget organisms. Residue Reviews 97: 93-120.
- Sound, P. (2001): Maßnahmen zum Schutz der Westlichen Smaragdeidechse (*Lacerta bilineata*, DAUDIN, 1802) in Rheinland-Pfalz. Mertensiella 13: 241-250.
- Stahlschmidt, P.; Brühl, C.A. (2012): Bats as bioindicators – the need of a standardized method for acoustic bat activity surveys. Methods in Ecology and Evolution, 3: 503–508.
- Steindl, A.; Riepert, F.; Reichmuth, C.; Strumpf, T. (2010): Copper and other heavy metal compounds in vineyard soils and their effect on soil coenosis. Julius-Kühn-Archiv 428: 174.
- Stoate, C.; Báldi, A.; Beja, P.; Boatman, N.D.; Herzog, I.; van Dorn, A.; de Snoo, G.R.; Rakosy, L.; Ramwell, C. (2009): Ecological impacts of early 21<sup>st</sup> century agricultural change in Europe – A review. Journal of Environmental Management 91: 22-46.
- Stoate, C.; Boatman, N.D.; Borralho, R.J.; Rio Carvalho, C.; de Snoo, G.R.; Eden, P. (2001): Ecological impacts of arable intensification in Europe. Journal of Environmental Management 63: 337-365.
- Strassemeyer, J.; Gutsche, V. (2010): Risikoabschätzung mit SYNOPSIS: Auswirkungen von Abstandsaufgaben und Driftreduktion auf das räumliche Risikopotential in Obstanbaugebieten. Julius-Kühn-Archiv 428: 105-106.

- Strumpf, T.; Strassemeyer, J.; Krück, St.; Horney, P.; Hommel, B.; Felgentreu, D.; Herwig, N. (2015): Methodische Aspekte bei der Erhebung von Regenwurmlebensgemeinschaften im Qualitätsweinbau. *Journal für Kulturpflanzen* 67: 5-21.
- Süß, A.; Bischoff, G.; Mueller, A.C.W.; Buhr, L. (2006): Chemisch-biologische Monitoring zu Pflanzenschutzmittelbelastungen und Lebensgemeinschaften in Gräben des Alten Landes. *Nachrichtenblatt für den Deutschen Pflanzenschutzdienst* 58: 28-42.
- Trautmann, S. (2012): Vogelarten der Agrarlandschaft als Bioindikatoren für landwirtschaftliche Gebiete. In: Hoffmann, J.; Jaquier, S. (eds.): *Agrarvögel – ökologische Bewertungsgrundlage für Biodiversitätsziele in Ackerbaugebieten*. Julius-Kühn-Archiv 442: 18-32.
- UFZ (2015): <http://www.ufz.de/tagfalter-monitoring/index.php?de=11064>.
- Vojtech, E.; Meissle, M.; Poppy, G.M. (2005): Effects of *Bt*-Maize on the herbivore *Spodoptera littoralis* (Lepidoptera: Nuctuidae) and the parasitoid *Cotesia marginiventris* (Hymenoptera: Braconidae) *Transgenic Research* 14: 133-144.
- Volkmar, C.; Freier, B. (2003): Spider communities in Bt maize and not genetically modified maize fields. *Journal of Plant Diseases and Protection* 110: 572-582.
- Volkmar, C.; Wetzel, Th.; Lübke-Al Hussein, M.; Jany, D.; Richter, L. (1999): Mehrjährige Untersuchungen zur epigäischen Fauna in zwei Fruchtfolgerotationen mit unterschiedlichen Pflanzenschutzintensitäten. *Archiv für Phytopathologie und Pflanzenschutz* 32: 365-394.
- Wagner, N.; Hendler, R. (2015): Schutz von Amphibienlaichgewässern vor Pestizideinträgen durch Gewässerrandstreifen – Effektivität und amphibientoxikologische Erkenntnisse. *Natur und Landschaft* 5: 224-229.
- Wanner, M.; Wiesener, C.; Otto, L.; Xylander, W.E.R. (2005): Short-term effects of nun moth suppression programme (*Lymantria monacha*), (Lepidoptera: Lymantriidae) on epigeic non-target arthropods. *Journal of Pest Science* 78: 7-11.
- Weber, G.; Franzen, J.; Büchs, W. (1997): Beneficial Diptera in field crops wit different inputs of pesticides and fertilizers. *Biological Agriculture and Horticulture* 15: 109-122.
- Weibull, A.C.; Ostman, O.; Granqvist, A. (2003): Species richness in agroecosystems: the effects of landscape, habitat and famr management. *Biodiversity and Conservation* 12: 1335-1355.
- Weigmann, G. (1987). Fragen der Auswertung und Bewertung faunistischer Artenlisten, *Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft* 234: 23-33.
- Wendt, C.; Freier, B.; Volmar, C.; Schorling, M.; Wieacker, K. (2010): Assessment of *Bt* maize effects on non-target arthropods in field studies using the evsaluation approach of „good ecological state“. *OOBC/WPRS Bulletin* 52: 103-109.
- Wetzel, Th. (2004): *Integrierter Pflanzenschutz und Agrarökosysteme, 2., überarb. und erw. Auflage*. STZ Integrierter Pflanzenschutz und Ökosysteme, Pausa/Vogtl.
- Whitehorn, P.R.; O’Connor, St.; Wackers, F.L.; Goulson, D. (2012): Neonicotinoid Pesticide Reduces Bumble Bee Colony Growth and Queen Production. *Science* 336 (351): DOI: 10.1126/science.1215025.

Wick, M.; Freier, B. (2000): Long-term effects of an insecticide application on non-target arthropods in winter wheat – a field study over 2 seasons. *Anzeiger für Schädlingskunde* 73: 61-69.

Wick, M.; Freier, B.; Kreuter, Th.; Moll, E. (2001): Effects of insecticide application to winter wheat and subsequent tillage on groundbeetle communities (Coleoptera: Carabidae). *Entomologia Generalis* 25: 265-273.

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.

Witzke, H. von; Noleppa, S. (2011): Der gesamtgesellschaftliche Nutzen des Pflanzenschutz in Deutschland. Agripol GbR und Humboldt Universität zu Berlin, Berlin.

Zubrod, P.Z.; Englert, D.; Feckler, A.; Koksharova, N.; Korschak, M.; Bundschuh, R.; Schnetzer, N.; Englert, K.; Schulz, R.; Bundschuh, M. (2015): Does the current fungicide risk assessment provide sufficient protection for key drivers in aquatic ecosystem functioning? *Environmental Science and Technology* 49: 1173-1181.

„Berichte aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft“  
erscheinen seit 1995 in zwangloser Folge

Seit 2008 werden sie unter neuem Namen weitergeführt:  
„**Berichte aus dem Julius Kühn-Institut**“

- Heft 163, 2012: Bewertung und Verbesserung der Biodiversität leistungsfähiger Nutzungssysteme in Ackerbaugebieten unter Nutzung von Indikatorvogelarten. Jörg Hoffmann, Gert Berger, Ina Wiegand, Udo Wittchen, Holger Pfeffer, Joachim Kiesel, Franco Ehler, 215 S., Ill., zahlr. graph. Darst.
- Heft 164, 2012: Fachgespräch: „Kupfer als Pflanzenschutzmittel“ Berlin-Dahlem, 1. Dezember 2011. Bearbeitet von Stefan Kühne, Britta Friedrich, Peter Röhrig, 102 S.
- Heft 165, 2012: Nationaler Aktionsplan zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln – Bericht 2008 bis 2011. Bernd Hommel, 162 S.
- Heft 166, 2012: Netz Vergleichsbetriebe Pflanzenschutz - Jahresbericht 2011 - Analyse der Ergebnisse der Jahre 2007 bis 2011. Bearbeitet von Bernd Freier, Jörg Sellmann, Jürgen Schwarz, Bettina Klocke, Eckard Moll, Volkmar Gutsche, Wolfgang Zornbach, 104 S.
- Heft 167, 2012: Fünftes Nachwuchswissenschaftlerforum 2012, 4. - 6. Dezember in Quedlinburg, 50 S.
- Heft 168, 2013: Untersuchungen zur Bildung von Furocumarinen in Knollensellerie in Abhängigkeit von Pathogenbefall und Pflanzenschutz. Andy Hintenaus, 92 S.
- Heft 169, 2013: Pine Wilt Disease, Conference 2013, 15th to 18th Oct. 2013, Braunschweig / Germany, Scientific Conference, IUFRO unit 7.02.10 and FP7 EU-Research Project REPHRAME – Abstracts –. Thomas Schröder, 141 S.
- Heft 170, 2013: Fachgespräch: „Kupfer als Pflanzenschutzmittel“, Berlin-Dahlem, 7. Dezember 2012. Bearbeitet von Stefan Kühne, Britta Friedrich, Peter Röhrig, 89 S.
- Heft 171, 2013: Sechstes Nachwuchswissenschaftlerforum 2013, 27. - 29. November in Quedlinburg - Abstracts -, 52 S.
- Heft 172, 2013: Netz Vergleichsbetriebe Pflanzenschutz, Jahresbericht 2012, Analyse der Ergebnisse der Jahre 2007 bis 2012. Bearbeitet von Bernd Freier, Jörg Sellmann, Jörn Strassemeyer, Jürgen Schwarz, Bettina Klocke, Hella Kehlenbeck, Wolfgang Zornbach, 111 S.
- Heft 173, 2014: Statusbericht Biologischer Pflanzenschutz 2013. Johannes A. Jehle, Annette Herz, Brigitte Keller, Regina G. Kleespies, Eckhard Koch, Andreas Larem, Annegret Schmitt, Dietrich Stephan, 117 S.
- Heft 174, 2014: 47th ANNUAL MEETING of the SOCIETY FOR INVERTEBRATE PATHOLOGY and INTERNATIONAL CONGRESS ON INVERTEBRATE PATHOLOGY AND MICROBIAL CONTROL, 176 S.
- Heft 175, 2014: NEPTUN-Gemüsebau 2013. Dietmar Roßberg, Martin Hommes, 44 S.
- Heft 176, 2014: Rodentizidresistenz. Dr. Alexandra Esther, Karl-Heinz Berendes, Dr. Jona F. Freise, 52 S.
- Heft 177, 2014: Siebentes Nachwuchswissenschaftlerforum 2014, 26. - 28. November in Quedlinburg - Abstracts -, 57 S.
- Heft 178, 2015: Netz Vergleichsbetriebe Pflanzenschutz, Jahresbericht 2013, Analyse der Ergebnisse der Jahre 2007 bis 2013. Bearbeitet von Bernd Freier, Jörg Sellmann, Jörn Strassemeyer, Jürgen Schwarz, Bettina Klocke, Hella Kehlenbeck, Wolfgang Zornbach, 103 S.
- Heft 179, 2015: Fachgespräch: „Kupfer als Pflanzenschutzmittel“ Berlin-Dahlem, 21. November 2014. Stefan Kühne, Britta Friedrich, Peter Röhrig, 56 S.
- Heft 180, 2015: Fachgespräch: „Gesunderhaltung von Pflanzen im Ökolandbau im Spannungsfeld von Grundwerteorientierung, Innovation und regulatorischen Hemmnissen“ Berlin-Dahlem, 20. November 2014. Stefan Kühne, Britta Friedrich, Peter Röhrig, 40 S.
- Heft 181, 2015: Achtes Nachwuchswissenschaftlerforum 2015, 19. - 21. Oktober in Quedlinburg - Abstracts -, 42 S.
- Heft 182, 2015: Netz Vergleichsbetriebe Pflanzenschutz, Jahresbericht 2014, Analyse der Ergebnisse der Jahre 2007 bis 2014. Bearbeitet von Bernd Freier, Jörg Sellmann, Jörn Strassemeyer, Jürgen Schwarz, Bettina Klocke, Silke Dachbrodt-Saaydeh, Hella Kehlenbeck, Wolfgang Zornbach, 42 S.
- Heft 183, 2016: Pflanzen für die Bioökonomie – Welche Herausforderungen ergeben sich für die Qualität nachwachsender Rohstoffe? 50. Vortragstagung - Abstracts -, 94 S.
- Heft 184, 2016: 23rd International Symposium of the International Scientific Centre of Fertilizers Plant nutrition and fertilizer issues for the cold climates. Bearbeitet von/ Compiled by Silvia Haneklaus, Peder Lombnæs, Ewald Schnug. Son (Norway), September 8-10, 2015, 30 S.
- Heft 185, 2016: 24th International Symposium of the International Scientific Centre of Fertilizers Plant nutrition and fertilizer issues for specialty crops. Bearbeitet von/ Compiled by Silvia Haneklaus, Eduardo Rosa, Ewald Schnug. Coimbra (Portugal), September 6-8, 2016, 65 S.
- Heft 186, 2016: 9th Young Scientists Meeting 2016, 9th - 11th November in Quedlinburg – Abstracts –, 2016, 59 S.
- Heft 187, 2017: Handlungsempfehlung zur Anwendung von Glyphosat im Ackerbau und der Grünlandbewirtschaftung der Bund-Länder-Expertengruppe. 11 S.
- Heft 188, 2017: 2. Symposium Zierpflanzenzüchtung 13./14. März 2017 in Quedlinburg – Abstracts –, 2017, 48 S.

