



Leopoldina
Nationale Akademie
der Wissenschaften

2018 | Diskussion Nr. 16

Der stumme Frühling – Zur Notwendigkeit eines umweltverträglichen Pflanzenschutzes

Andreas Schäffer | Juliane Filser | Tobias Frische | Mark Gessner
Wolfgang Köck | Werner Kratz | Matthias Liess | Ernst-August Nuppenau
Martina Roß-Nickoll | Ralf Schäfer | Martin Scheringer

Impressum

Herausgegeben durch

Prof. Dr. Jörg Hacker
Präsident der Deutschen Akademie der Naturforscher Leopoldina e. V.
– Nationale Akademie der Wissenschaften –
Jägerberg 1
06108 Halle (Saale)

Redaktion

Andreas Schäffer, RWTH Aachen
Christian Anton & Henning Steinicke,
Nationale Akademie der Wissenschaften Leopoldina

Kontakt

Abteilung Wissenschaft-Politik-Gesellschaft (Leitung: Elmar König)
politikberatung@leopoldina.org

Redaktionsschluss: März 2018

Gestaltung und Satz

unicom Werbeagentur GmbH, Berlin

Druck

druckhaus köthen GmbH & Co. KG
Friedrichstr. 11/12
06366 Köthen (Anhalt)
druckhaus@koethen.de

ISBN 978-3-8047-3858-4

Bibliografische Information der deutschen Nationalbibliothek

Die deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie, detaillierte bibliografische Daten sind im Internet unter <http://dnb.d-nb.de> abrufbar.

Zitiervorschlag

Schäffer A, Filser J, Frische T, Gessner M, Köck W, Kratz W, Liess M, Nuppenau E-A, Roß-Nickoll M, Schäfer R, Scheringer M (2018): Der stumme Frühling - Zur Notwendigkeit eines umweltverträglichen Pflanzenschutzes. Diskussion Nr. 16. Nationale Akademie der Wissenschaften - Leopoldina, Halle (Saale).

Der stumme Frühling – Zur Notwendigkeit eines umweltverträglichen Pflanzenschutzes

Andreas Schäffer | Juliane Filser | Tobias Frische | Mark Gessner
Wolfgang Köck | Werner Kratz | Matthias Liess | Ernst-August Nuppenau
Martina Roß-Nickoll | Ralf Schäfer | Martin Scheringer

Publikationen in der Reihe „Leopoldina Diskussion“ sind Beiträge der genannten Autorinnen und Autoren. Mit den Diskussionspapieren bietet die Akademie Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftlern die Möglichkeit, flexibel und ohne einen formellen Arbeitsgruppenprozess Denkanstöße zu geben oder Diskurse anzuregen und hierfür auch Empfehlungen zu formulieren.

Inhalt

1.	Der Rahmen	6
1.1	Umweltchemikalien und globaler Wandel	6
1.2	Rechtliche Rahmenbedingungen für die Zulassung und Anwendung von Pestiziden	9
1.3	Umweltrisikobewertung.....	13
1.4	Einsatz von Pestiziden	15
2.	Umweltfolgen der intensiven Nutzung von Pestiziden.....	17
2.1	Allgemeine Situation	17
2.2	Beispiele für Effekte auf Organismen und Lebensgemeinschaften.....	18
2.3	Anreicherung von Pestiziden in Böden und Gewässern	21
3.	Defizite im aktuellen Zulassungsverfahren von Pestiziden	24
3.1	Die Vorhersage der Exposition und die Persistenzbewertung von Chemikalien in der Umwelt sind unzureichend	24
3.2	Tankmischungen, sequenzielle Exposition und Gesamtbelastung werden nicht adäquat berücksichtigt	26
3.3	Mängel bei der Bewertung direkter Effekte	28
3.4	Indirekte Effekte werden zu wenig berücksichtigt.....	29
3.5	Bisher kaum beachtet: Einfluss mehrfacher (multipler) Stressfaktoren.....	30
3.6	Gesellschaftliche und politische Aspekte	32

4.	Handlungsempfehlungen	35
4.1	Empfehlungen zur Verbesserung der Risikobewertung im Zulassungsverfahren.....	35
4.2	Empfehlungen zur Weiterentwicklung einer systematischen Risikowissensgenerierung in der Nachzulassungsphase.....	36
4.3	Empfehlungen zur Verbesserung der Pflanzenschutzmittelanwendung	38
4.4	Empfehlungen für den Verwaltungsvollzug und die Forschung	40
5.	Fazit.....	45
6.	Anhang.....	48
6.1	Autorinnen und Autoren	48
6.2	Programm des Workshops	49
6.3	Teilnehmerinnen und Teilnehmer des Workshops	51
7.	Literatur	52

1. Der Rahmen

1.1 Umweltchemikalien und globaler Wandel

Chemikalien können unbeabsichtigt oder absichtlich in die Umwelt gelangen. Pflanzenschutzmittel, für die nachfolgend das Synonym Pestizide verwendet wird, stellen dabei den quantitativ bedeutendsten Anteil willentlich ausgebrachter Schadstoffe. Chemische Pestizide werden zum Schutz von Nutzpflanzen und Pflanzenprodukten vor Schadorganismen und durch sie ausgelöste Krankheiten angewendet und enthalten einzelne oder mehrere chemische, i.d.R. synthetisch hergestellte Wirkstoffe. Pestizide bekämpfen als Schadorganismen Tiere, z.B. Insekten (Insektizide) oder Nagetiere (Rodentizide), schützen vor Krankheiten wie Pilzbefall (Fungizide) oder dienen auch vereinfachten Produktionsverfahren und entsprechender Kostensenkung durch Arbeitszeitreduktion. Herbizide, die zur Bekämpfung von Unkräutern eingesetzt werden, zählen ebenfalls zu den Pestiziden. Weitere Anwendungen dienen der Wachstumsregulation von Pflanzen und der Konservierung von Pflanzenerzeugnissen.

Einträge von Pestiziden sind neben dem Klimawandel, massiven Veränderungen der globalen Nährstoffkreisläufe, der Zerstörung von Lebensräumen und weiteren Faktoren eine wesentliche Größe im Konzept der planetaren (Belastungs-)Grenzen, wonach das Überschreiten kritischer Grenzwerte zu tiefgreifenden Störungen im Erdsystem führt.¹

Dass eine intakte, artenreiche Umwelt weit mehr bedeutet als ästhetischen und ethischen Bedürfnissen gerecht zu werden, ist spätestens seit der Rio-Konferenz 1992 international anerkannt und wird durch nationale Strategien untersetzt.² Diese Anerkennung fußt wesentlich auf der Erkenntnis, dass Ökosysteme und die darin lebenden Organismen zahllose Leistungen erbringen, die für das Leben auf der

1 Rockström et al. (2009), Persson et al. (2013), Steffen et al. (2015).

2 BMUB (2007).

Erde unabdingbar sind. Sie reichen von der Sauerstoff- und Nahrungsproduktion bis zur Bereitstellung von Trinkwasser, das bei der Passage durch Böden und Untergrund von schädlichen Stoffen gereinigt wird. Ökosysteme unterhalten essentielle Stoffkreisläufe, z.B. zur Speicherung von Kohlenstoff oder für die Klimaentwicklung sowie den Abbau von natürlichem organischen Material und zugleich auch von synthetischen und häufig toxischen Chemikalien. Ebenso bedeutsam sind Nährstoffkreisläufe wie diejenigen von Stickstoff und Phosphor. Die Vielfalt der oben genannten Stressfaktoren, die heute gleichzeitig auf Ökosysteme einwirken, hat dazu geführt, dass die Artenvielfalt in Deutschland und weltweit in einem so dramatischen Ausmaß zurückgeht,³ dass von einem Massenaussterben gesprochen wird.⁴ Davon betroffen sind auch die Leistungen, die von Lebensgemeinschaften in Ökosystemen erbracht werden.

Im Jahr 1962 veröffentlichte die US-amerikanische Biologin Rachel Carson das Buch „Silent Spring“,⁵ in dem sie wissenschaftlich fundiert die Gefahren des sich seinerzeit gerade etablierenden Einsatzes chemischer Pestizide für die Umwelt eindrücklich beschrieb. Der Titel nimmt Bezug auf das nahezu vollständige Ausbleiben der Vogelstimmen durch massiven Populationsrückgang in Teilen der USA. Die Autorin zählt mit diesem Beitrag zu den wichtigsten Persönlichkeiten, die die Aufmerksamkeit auf die ungewünschten Folgen der Pestizidnutzung gelenkt haben. Sie trug zur populärwissenschaftlichen Darstellung von Umweltproblemen bei, die bereits Ende des 19. Jahrhunderts von Raabe in „Pfisters Mühle“⁶ beschrieben und 1972 mit dem Bericht des „Club of Rome“⁷ erneut in das Bewusstsein der Öffentlichkeit gebracht wurden. Seither erlebt die ökologische, umweltchemische und ökotoxikologische Forschung einen enormen Aufschwung und beschäftigt sich neben den Pestiziden auch mit anderen Produkten wie Bioziden, Pharmaka, Industriechemikalien und synthetischen Nanomaterialien.

3 Cardinale et al. (2012), Hooper et al. (2012), Newbold et al. (2016), Ceballos et al. (2017).

4 Dirzo et al. (2014).

5 Carson (1962), S. 100 ff.

6 Raabe (1884).

7 Club of Rome (1972).

Heute ist das Problem synthetischer Agrochemikalien und einer breiten Palette anderer Industriechemikalien in der Umwelt aufgrund der stetigen weltweiten Zunahme dieser Produkte⁸ zunehmend besorgniserregend. Das gilt trotz der erhöhten Sensibilität der Öffentlichkeit, des vielfach grundlegend verbesserten gesetzlichen Rahmens, stark gewachsener Kompetenzen und erhöhter Kapazitäten in Regulierungs- und Vollzugsbehörden sowie gewaltiger Fortschritte in der Umwelt- und Risikoforschung.

Im März 2017 trafen sich im Rahmen eines Leopoldina-Workshops Umweltwissenschaftler aus den Bereichen Chemie, Ökotoxikologie, Ökologie, Landwirtschaft, Umweltrecht und Regulatorik, um aus ihrer Perspektive die aktuelle chemikalienbezogene Umweltsituation mit Blick auf die Situation in Deutschland zu beschreiben, erkennbare Fehlentwicklungen aufzuzeigen und Lösungsvorschläge zu entwerfen. Obwohl zunächst allgemein über die große Vielfalt umweltrelevanter Chemikalien diskutiert wurde – z.B. Human- und Tierpharmaka, Biozide, Düngemittel, hormonell (endokrin) wirksame Industriechemikalien, schlecht abbaubare (persistente) Chemikalien –, lag der Schwerpunkt der Diskussion auf den in der Landwirtschaft eingesetzten Pestiziden. Aufgrund ihres beabsichtigt hohen biologischen Wirkpotentials und der großflächigen Anwendung in der Landwirtschaft nehmen Pestizide eine Sonderstellung unter jenen Chemikalien ein, die gravierende Umweltprobleme bereiten. Es wurde beschlossen, das vorliegende Diskussionspapier daher auf Pestizide zu beschränken. Da auch diese Wirkstoffgruppe eine sehr große Vielfalt chemischer Strukturen umfasst, werden im Folgenden nur ausgewählte Pestizide als spezifische Beispiele behandelt.

Das vorliegende Papier ist ein Beitrag zur Weiterentwicklung der **Risikoabschätzung von Pestiziden**, der **Umweltprobleme und Ursachen** beschreibt, die durch die Nutzung dieser Wirkstoffe entstehen, **Handlungsempfehlungen** für einen umwelt- und naturschutzgerechten Umgang mit Chemikalien anbietet, **Forschungslücken** aufzeigt und zusammenfassend ein **Plädoyer für einen umweltverträglichen Pflanzenschutz** formuliert.

8 Bernhardt et al. (2017).

1.2 Rechtliche Rahmenbedingungen für die Zulassung und Anwendung von Pestiziden

Zulassung von Pestiziden

Pestizide dürfen erst dann vermarktet werden, wenn sie zahlreiche Prüfverfahren durchlaufen haben. Das gilt sowohl auf der EU-Ebene zur Genehmigung der in der EU zulässigen Wirkstoffe als auch auf der Ebene der Mitgliedstaaten zur Zulassung der Pestizidprodukte, die neben den Wirkstoffen weitere Chemikalien enthalten. Ein viel diskutiertes Beispiel ist das Produkt Roundup mit dem Wirkstoff Glyphosat, das auf der Basis einheitlicher europäischer Vorschriften in europäischer Verwaltungszusammenarbeit reguliert wird (EG-Pflanzenschutzmittelverordnung Nr. 1107/2009).⁹ Die Hersteller der Wirkstoffe und Produkte sind zu verschiedensten Untersuchungen verpflichtet. Diese betreffen u.a. analytische Nachweismethoden der Substanzen in Böden, Wasser, Pflanzen und Tieren, das Umweltverhalten, also beispielsweise zum Abbau, der Verteilung zwischen Boden, Wasser und Luft und zur Abschätzung der *Exposition*¹⁰. Zusätzlich sind die Hersteller dazu verpflichtet, ökotoxikologische und toxikologische Informationen bereitzustellen, also Abschätzungen der *Effekte*¹¹ auf Organismen und Lebensgemeinschaften sowie der Wirkung auf exponierte Menschen vorzunehmen. Zulassungsstelle für Pestizide in Deutschland ist das dem Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) unterstellte Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (BVL). Das Ministerium wird aktiv, nachdem ein EU-Gemeinschaftsverfahren zur Wirkstoffgenehmigung durchgeführt wurde. Grundsätzlich dürfen in europäischen Mitgliedstaaten nur Pestizide zugelassen werden, deren Wirkstoffe in der Positivliste der in der EU genehmigten Wirkstoffe¹² aufgeführt sind.

9 Köck (2012).

10 Die Exposition beschreibt die Menge eines Pestizids, mit der ein Organismus in der Umwelt in Kontakt kommen kann.

11 Effekte sind die durch Exposition mit Pestiziden – oder anderen umweltrelevanten Chemikalien – bedingten toxischen Wirkungen auf Organismen, Populationen, Lebensgemeinschaften und Ökosysteme.

12 European Commission. EU Pesticide Database.

Das BVL kooperiert mit drei Bundes-Bewertungsbehörden: Das Julius-Kühn-Institut (JKI) prüft die Wirksamkeit, die Pflanzenverträglichkeit und die praktischen Anwendungsvorschriften sowie die Bienentoxizität; das Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR) beurteilt mögliche Auswirkungen auf die Gesundheit von Mensch und Nutztier; das Umweltbundesamt (UBA) bewertet mögliche Auswirkungen auf den Naturhaushalt. Auf Grundlage der Bewertungsberichte dieser Behörden entscheidet das BVL über die zeitlich befristete Zulassung eines Pestizidprodukts in Deutschland. Diese Zulassung erfolgt i.d.R. für einen Zeitraum von zehn Jahren. Dabei legt das BVL auch die Kulturen fest, in denen das Pestizid angewendet werden darf, sowie die Schadorganismen, gegen die es eingesetzt werden kann. Ferner definiert das BVL mit Blick auf die zulässigen Rückstandshöchstgehalte im Erntegut die vom Landwirt einzuhaltenden Wartezeiten zwischen letzter Anwendung und Ernte und erteilt ggf. vom Landwirt einzuhaltende Auflagen zum Management der Risiken für Anwender, Anwohner und die Umwelt (sog. Anwendungsbestimmungen, z.B. zum Gewässer- oder Bienenschutz).

Regelung der Anwendung von Pestiziden

Die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln bildet neben der Zulassungsebene eine zweite Regelungsebene. Während die Zulassungsebene die Frage beantwortet, ob ein Wirkstoff bzw. ein Pestizid verwendet werden darf, regeln die Anwendungsvorschriften, wie ein Pestizid verwendet werden muss. Dazu enthält das deutsche Pflanzenschutzgesetz in den Paragraphen 3 und 6 ff. eine Reihe von grundlegenden Bestimmungen, zu denen die sog. gute Pflanzenschutzpraxis zählt.¹³ Darunter versteht man, dass die Behandlung von Pflanzen oder Pflanzenerzeugnissen mit Pestiziden in Übereinstimmung mit dem durch die Zulassung abgedeckten Verwendungszweck so ausgewählt, dosiert und zeitlich gesteuert wird, dass eine akzeptable Wirkung mit der geringsten erforderlichen Menge erzielt wird, unter Berücksichtigung lokaler Bedingungen und der Möglichkeit einer Bekämpfung mittels geeigneter Anbaumethoden und biologischer Mittel. Da die landwirtschaftliche Bodenbearbeitung aber keinem Zulassungsverfahren unterliegt, ist die Kontrolle dieser Vorschriften bereits in der Umsetzung defizitär. Insbesondere gibt es

¹³ Pflanzenschutzgesetz (2012).

keine Anreize, die vorbeugende Anwendung von Pestiziden zu minimieren. Hinzu kommt, dass die sog. „cross compliance“-Kontrollen der europäischen Agrarpolitik zwar einige Umwelanforderungen erfassen, etwa die europäisch normierte Nitratausbringungsbegrenzung, nicht aber die Pestizidanwendung.¹⁴

Allerdings gibt es mit der EU-Richtlinie über die nachhaltige Verwendung von Pestiziden seit 2009 eine übergeordnete europäische politische Programmatik für den chemischen Pflanzenschutz. Diese Rahmenrichtlinie fordert von den EU-Mitgliedstaaten die Aufstellung nationaler Aktionspläne, „mit denen quantitative Vorgaben, Ziele, Maßnahmen, Zeitpläne und Indikatoren zur Verringerung der Risiken und Auswirkungen der Verwendung von Pestiziden auf die menschliche Gesundheit und die Umwelt festgelegt werden und die Entwicklung und Einführung eines integrierten Pflanzenschutzes sowie von alternativen Konzepten oder Techniken zur Verringerung der Abhängigkeit von der Verwendung von Pestiziden gefördert wird“.¹⁵ In Deutschland wurde die Richtlinie mit dem am 10. April 2013 von der Bundesregierung beschlossenen „Nationalen Aktionsplan zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln“ (NAP) formal umgesetzt.¹⁶ Das entsprechend seiner Zuständigkeit im Zulassungsverfahren für Umweltbelange am NAP beteiligte UBA kritisiert die Ziele und Maßnahmen des NAP jedoch als zu unkonkret, zu unverbindlich und zu wenig ambitioniert.¹⁷

Defizite

Bevor ein Pestizid in Umlauf gebracht werden darf, sieht der Gesetzgeber also relativ hohe regulatorische Hürden in Form der Zulassungsverfahren vor. Doch diese bilden bei Weitem nicht alle ökologischen Wirk Szenarien im Freiland ab, obwohl die Zulassungsverfahren über die vergangenen Jahrzehnte immer wieder erweitert und verfeinert wurden, besonders, wenn Lücken in der Zulassung deutlich bzw. (periodische) Anpassungen an den Stand der Wissenschaft notwendig geworden waren.

14 Möckel et al. (2014).

15 EU (2009a).

16 BMELV (2013).

17 UBA (2016).

Ein Zulassungsverfahren für Pflanzenschutzmittel gibt es in Deutschland schon seit dem Jahr 1968,¹⁸ aber erst seit 1986¹⁹ erfasst es explizit auch die Auswirkungen auf Umweltgüter (Wasser, Naturhaushalt). Die heutige Struktur der Pestizidzulassung geht maßgeblich auf eine europäische Richtlinie aus dem Jahre 1991 zurück, die 2009 in eine unmittelbar in der gesamten EU geltende europäische Verordnung gefasst wurde. Eines der bekanntesten Beispiele aus der frühen Zeit der Risikobewertung von Chemikalien ist das Insektizid DDT, welches erst in den 1970er Jahren in Europa und in den USA verboten wurde, nachdem die Anreicherung der Substanz in Organismen offensichtlich geworden war.

Mit Blick auf den Verwaltungsvollzug besteht die Notwendigkeit, die Auflagen zur Anwendung von Pflanzenschutzmitteln verstärkt zu überwachen. Dies ist auch eine wichtige Forderung im NAP. Leider sind die Bundesländer durch massiven Stellenabbau im Bereich der Pflanzenschutzämter derzeit nicht in der Lage, diese Forderung zu erfüllen. Wir stellen bundesweit insoweit ein Vollzugsdefizit fest, welches eine systematische Reaktion verlangt, z.B. die Erhebung einer Pestizidabgabe, um auf diese Weise Anreize für einen Mindergebrauch von Pestiziden zu setzen und/oder um Finanzmittel für den Verwaltungsvollzug und andere gesellschaftlich zu tragende Kosten des Pestizideinsatzes zu generieren. Darüber hinaus muss das europäische und nationale Konzept der Pestizidzulassung und Pestizidüberwachung durch eine konsequente Abwehr illegaler Importe von Pestiziden abgesichert werden.

Industriechemikalien, Biozide, Pestizide sowie Human- und Tier-Pharmaka werden in jeweils eigenen Verfahren geprüft und geregelt. Dabei kann es vorkommen, dass ein und dieselbe Substanz aufgrund mehrerer Anwendungsbereiche (z.B. Einsatz als Biozid und Pestizid) in den entsprechenden Verfahren unterschiedlich bezüglich ihrer Umweltauswirkungen beurteilt bzw. reguliert wird, da sich die Anwendungsbestimmungen und/oder gesetzlichen Regelungen unterscheiden.

18 Pflanzenschutzgesetz (PflSchG) vom 10. Mai 1968.

19 Gesetz zum Schutz der Kulturpflanzen (Pflanzenschutzgesetz – PflSchG) vom 15. September 1986.

1.3 Umweltrisikobewertung

Von Pestiziden sollen bei sachgerechter Anwendung weder schädliche Auswirkungen auf die Gesundheit von Mensch und Tier noch auf das Grundwasser und keine unvermeidbaren Auswirkungen auf den Naturhaushalt ausgehen (mit Ausnahme der Zielarten). Diese Anforderung ist in der EG-Verordnung²⁰ definiert. In ergänzenden Rechtswerken und umfangreichen technischen Leitfäden (sog. Guidance Documents) finden sich detaillierte Vorgaben für die gesetzlichen Datenanforderungen, für die Durchführung der Risikobewertung sowie für einheitliche Entscheidungskriterien. Eine Zusammenfassung solcher Untersuchungen findet man u.a. in den im Anhang zitierten Quellen.²¹

Die Bewertung der Umweltauswirkungen erfolgt in einem gestuften Verfahren, das den Bewertungsaufwand im Sinne eines Filtersystems effizient gestalten soll. Grundprinzip ist dabei der Vergleich der erwarteten Konzentration der Substanzen in der Umwelt (PEC – Predicted Environmental Concentration) bzw. der erwarteten Exposition von schützenswerten Nichtzielorganismen nach der beantragten Anwendung eines Pestizids mit entsprechenden Konzentrationen, ab denen noch keine negativen Effekte auf diese Nichtzielorganismen auftreten (z.B. RAC-Werte – Regulatory Acceptable Concentration). Auf den ersten, niedrigen Stufen des Prüfverfahrens werden die unter standardisierten („realistic worst-case“) Bedingungen erhobenen Stoffdaten zu Exposition und Ökotoxizität sowie konservative Modellannahmen und/oder höhere Sicherheitsfaktoren berücksichtigt, die die Unsicherheit der auf dieser Stufe generierten Daten widerspiegeln. Liegt die erwartete Konzentration bei Exposition im Freiland hinreichend unter der Schwelle, ab der ein Effekt erwartet werden kann, so wird das Risiko als akzeptabel angesehen. Sofern ein unakzeptables Risiko auf unteren Stufen angezeigt wird, besteht für die antragstellenden Firmen die Möglichkeit, die Untersuchungen zur Risikobewertung zu verfeinern,

20 EU (2009b).

21 Informationen zur Risikobewertung finden sich z.B. hier:
https://ec.europa.eu/food/plant/pesticides/approval_active_substances_en
https://ec.europa.eu/food/plant/pesticides/authorisation_of_ppp/application_procedure_en
https://www.bvl.bund.de/DE/04_Pflanzenschutzmittel/psm_faq.html

d.h. realitätsnäher zu gestalten (sog. Higher-tier-Bewertung). Verfeinerungen können in der Expositionsabschätzung, z.B. durch aufwändigere Expositionsmodellierung oder Berücksichtigung der Ergebnisse komplexer Feldstudien, und/oder in der Effektabschätzung erfolgen, z.B. mit Untersuchungen zusätzlicher Spezies oder Untersuchungen von Effekten auf komplexe Lebensgemeinschaften in Mesokosmos-²² oder Freilandstudien. Typischerweise gilt: Je realitätsnäher die Risikobewertung erfolgt, umso geringer ist der zu berücksichtigende Sicherheitsfaktor bzw. desto höher ist die als akzeptabel eingestufte Exposition. In solchen komplexen Systemen können indirekte Effekte (nachgeschaltete Schädigungen) auftreten, die bei Untersuchungen mit Einzelorganismen prinzipiell nicht erkennbar sind.²³

Die in die Expositionsabschätzung eingehenden empirischen Daten, d.h. insbesondere die Abbauege und -geschwindigkeiten der Pestizide in Boden und Wasser, werden in Labortestverfahren (Standarddaten), aber auch in komplexen Feldstudien (verfeinerte Bewertung, unter natürlichen Bedingungen) ermittelt. Die in die Effektabschätzung eingehenden empirischen Daten werden in Studien zur Ermittlung der akuten und chronischen Toxizität auf die zu schützenden Nichtzielorganismen erhoben (umfassend u.a. für Vögel und Kleinsäuger, Honigbienen und andere landlebende Gliedertiere, Regenwürmer, Fische, wasserlebende wirbellose Tiere, landlebende und wasserlebende Pflanzen). Diese Studien werden überwiegend mit „Stellvertreterorganismen“ durchgeführt, d.h. mit unter Laborbedingungen leicht zu haltenden Arten (z.B. Wasserfloh *Daphnia magna*, Kompostwurm *Eisenia foetida*). Die meisten dieser Testverfahren sind stark standardisiert und in den Richtlinien der Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (OECD) definiert, die sich in langjährigen international durchgeführten Labor-Vergleichstests bewährt haben.

Anlass zur Sorge ist die unterschiedliche Empfindlichkeit diverser Stellvertreterarten:²⁴ So deckt etwa im Boden der im regulatorischen

22 Mesokosmen sind Modellanlagen bis zum Kubikmeter-Maßstab mit Umweltkompartimenten wie z.B. Bodensäulen oder Wasser-Sediment-Systemen, in denen im Labor oder unter Freilandbedingungen der Verbleib und die Effekte von Chemikalien auf die im Kompartiment lebenden Organismen untersucht werden können.

23 Halstead et al. (2014), Gessner & Tlili (2016).

24 Frampton et al. (2006).

Prozess angewandte Sicherheitsfaktor nicht die Sensitivitätsunterschiede verschiedener Regenwurmart ab. Dies gilt zumindest im Zusammenhang mit Neonicotinoiden auch für aquatische Testsysteme.²⁵

Mögliche Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit, die hier jedoch nicht weiter thematisiert wird, werden am Säugermodell – oft an Ratten – durch Versuche zum Stoffwechsel, zur akuten und chronischen Giftigkeit, zur Reizwirkung auf Haut und Augen, zu Auswirkungen auf das Erbgut und die Fortpflanzung sowie zu krebsauslösenden Eigenschaften getestet. Als möglicherweise exponierte Menschen werden Verbraucher, Anwender und solche Personen definiert, die sich als Spaziergänger oder Anwohner in der Nähe von Pestizidanwendungen aufhalten.

1.4 Einsatz von Pestiziden

Da sich die Anwendung von Pestiziden in der landwirtschaftlichen Produktion in den vergangenen Jahrzehnten trotz stagnierendem Einsatz in einigen Regionen global markant verstärkt hat,²⁶ sind auch vermehrt Umweltbelastungen zu beobachten. Parallel zum Wachstum der Bevölkerung und des globalen Handels sind auch Vielfalt, Produktionsvolumen und Wirksamkeit von Pestiziden angestiegen.

Anwendungsformen

Pestizide gelangen überwiegend durch die Applikation mittels Spritzdüsenteknik auf den Feldern auf direktem Wege auf die Kulturpflanzen und auf die Böden sowie durch Verdampfung in die bodennahe Atmosphäre. Durch Verdriftung, Oberflächenabfluss und Drainage können sie in Oberflächengewässer, durch Versickerung in das Grundwasser gelangen. Diese Prozesse werden beeinflusst durch die jeweiligen Umweltbedingungen wie z.B. Klima und Bodeneigenschaften. Eine weitere weit verbreitete Anwendungsform ist die Ausbringung als Saatgutbeize. Hierbei wird das Saatgut vor der Aussaat mit einer pestizidhaltigen Ummantelung versehen (Fungizide und/oder Insektizide). Nach der

²⁵ Morrissey et al. (2015).

²⁶ Bernhardt et al. (2017).

Aussaat verteilen sich die Wirkstoffe im Boden um das Saatkorn bzw. werden (im Falle systemischer Wirkstoffe) von der Jungpflanze aufgenommen und in der Pflanze verteilt, die dadurch geschützt ist.

Wirkstoffe und Produkte

Für den chemischen Pflanzenschutz in Deutschland sind heute ca. 280 *Wirkstoffe* zugelassen.²⁷ Wesentlich größer als die Zahl der Wirkstoffe ist die Zahl der *Zubereitungen* (oder *Mittel* oder *Produkte*), welche zumeist neben Wirkstoffen weitere *Beistoffe*, etwa Trägerstoffe oder Konservierungsmittel, mit vielfältigen technischen Funktionen enthalten, beispielsweise zur Verbesserung der Eigenschaften und zur Wirkung der Aktivsubstanzen. In Deutschland wurden 2016 ca. 32 000 Tonnen Pestizidwirkstoffe verkauft (ohne inerte Gase, die für den Vorratsschutz eingesetzt werden); diese Menge entspricht ca. 110 000 Tonnen Pestizidprodukten und ca. einem Hundertstel der weltweiten Aufwandmenge. Obwohl die heutigen Aufwandmengen der Pestizide deutlich niedriger sind als in früheren Zeiten und z.T. sogar im Bereich von nur wenigen Gramm pro Hektar liegen, ergibt sich gerade aufgrund der erhöhten Wirksamkeit bei gleichzeitig meist in unvergleichbarem Maße gesteigener Selektivität der modernen Pestizide ein hohes Nebenwirkpotential in der Umwelt. Die Mehrfanchwendungen einzelner Pestizide bzw. Spritzserien verschiedener Pestizide in der Anbausaison summieren sich zu einer durchschnittlichen Aufwandmenge in Deutschland von 2,8 Kilogramm Wirkstoff pro Hektar pro Jahr. Wenn auch die Beistoffe mit einbezogen werden, ergibt sich eine Menge von 8,8 Kilogramm pro Hektar Ackerfläche pro Jahr.²⁸ Mehrfanchwendungen sind heutzutage die Regel: Spitzenreiter sind Obstbaukulturen, in denen häufig bis zu 20 oder mehr Spritzungen pro Jahr durchgeführt werden.²⁹

27 BVL (2017).

28 UBA (2016).

29 Roßberg & Harzer (2015).

2. Umweltfolgen der intensiven Nutzung von Pestiziden

2.1 Allgemeine Situation

Inzwischen wurde mehrfach von diversen Forschergruppen gezeigt, dass der gegenwärtige Einsatz von Pestiziden erhebliche schädliche Auswirkungen auf Ökosysteme und biologische Vielfalt hat.³⁰ In terrestrischen Systemen reduzieren Herbizide die Diversität (Vielfalt von Arten) und Abundanz (Anzahl der Individuen einer Art) von Blühpflanzen, maßgeblich auch der Ackerbeikräuter, und einhergehend mit diesem Verlust der Nahrungsressourcen die Insektenvielfalt nicht nur in Saumbiotopen,³¹ sondern im gesamten Agrarlandschaftsraum. Durch die massive Reduktion von Biomasse, Mikrohabitatstrukturen und Nahrungsressourcen sind nicht nur Insekten, sondern auch Konsumenten der Insekten wie Kleinsäuger und Vögel betroffen (Nahrungsnetzeffekte, s. auch weiter unten).³² In aquatischen Systemen verändern Insektizide die Struktur,³³ die Biodiversität³⁴ und die Funktion von Gewässerlebensgemeinschaften.³⁵ Die Populationsgrößen wirbelloser Tiere sanken weltweit um etwa 45 Prozent, ebenso gingen die Artenzahlen drastisch zurück,³⁶ wobei auch weitere Ursachen wie der Habitatverlust eine Rolle spielten. Fokus des Diskussionspapiers sind Umweltfolgen der Pestizidanwendungen. Auf Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit wird nicht eingegangen, obwohl durch Schädigung von Pestiziden in diesem Bereich enorme Kosten in Europa und den USA anfallen.³⁷

30 Sachverständigenrat für Umweltfragen (2016).

31 Roß-Nickoll et al. (2004), Ottermanns et al. (2010), Legrand et al. (2011), Schmitz et al. (2014), Hahn et al. (2015).

32 Hallmann et al. (2014), Goulson (2015), Rundlof et al. (2015), Woodcock et al. (2016), Hallmann et al. (2017), Vogel (2017).

33 Liess & von der Ohe (2005).

34 Beketov et al. (2013).

35 Schäfer et al. (2011), Schäfer et al. (2012).

36 Dirzo et al. (2014).

37 Grandjean & Bellanger (2017).

2.2 Beispiele für Effekte auf Organismen und Lebensgemeinschaften

Neonicotinoide: Schwächen des Zulassungssystems

Wir illustrieren grundlegende, unterschiedlich gelagerte Umweltprobleme am Beispiel zweier Wirkstoffgruppen. Am Beispiel der *Neonicotinoide* werden Schwächen des Systems der Zulassung von Pestiziden aufgezeigt. Diese Stoffklasse wirkt auf das Nervensystem von Insekten. Die Wirkstoffe binden an neuronale Rezeptoren bzw. verändern mikromorphologische Strukturen im Zentralnervensystem der Insekten und stören langfristig die Weiterleitung von Reizen, was zum Tod der Pflanzenschädlinge, aber auch von Nichtzielorganismen bzw. Nützlingen wie Bienen und Hummeln führt. Die Besonderheit dieser seit Mitte der 1990er Jahre zugelassenen Insektizide mit stetig steigenden Umsatzzahlen – vom Jahr 2000 bis zum Jahr 2014 hat sich die Aufwandmenge nach statistischen Analysen vervierfacht³⁸ – ist neben der hohen insektiziden Wirksamkeit die systemische Wirkung. Wie bereits beschrieben, wird beispielsweise Saatgut vor dem Ausbringen auf den Acker mit Neonicotinoiden behandelt („gebeizt“). Anschließend ist nicht nur das Samenstadium gegen Fressfeinde geschützt, da die Pflanzen nach dem Keimen den Wirkstoff aufnehmen und ihn in weitere Pflanzenbestandteile transportieren. Damit sind die Pflanzen für längere Zeiträume gegen Insektenfraß geschützt.

Alternativ werden Kulturpflanzen mit dem Wirkstoff besprüht. Dabei wird aber nur ein Teil der wasserlöslichen Neonicotinoide von den Pflanzen aufgenommen, der Rest gelangt bei einer Anwendung auf dem Feld auf den Boden bzw. durch mögliche Verdriftung mit dem Wind auf andere Flächen und Gewässer in der Landschaft. Mittlerweile gilt es als nachgewiesen, dass sich die Anwendung der Neonicotinoide dauerhaft nachteilig auf Organismen wie Honigbienen und andere Insekten auswirkt.³⁹ Zahlreiche Studien konnten belegen, dass Neonicotinoide das Verhalten und die Kommunikation von Honigbienen und Wildbienen, unverzichtbaren Bestäubern in der Landwirtschaft, beeinflussen. Die damit einhergehende reduzierte Bestäubungsleistung wirkt sich

38 Milner & Boyd (2017).

39 EASAC (2015).

nicht nur auf landwirtschaftliche Erträge negativ aus, sondern auch auf von Wildbienen bestäubte Wildpflanzen.⁴⁰ Weitere Studien zeigen einen Zusammenhang zwischen der Einsatzmenge der Pestizide und Bestandsrückgängen bei Wildbienen, Schmetterlingen, Vögeln und Gewässerorganismen.⁴¹ Der Beitrag der Pestizide – und zwar nicht nur der Neonicotinoide – zum Artenverlust und zu damit verbundenen negativen Auswirkungen auf essentielle Funktionen wie etwa die Bestäubung wird von der überwiegenden Mehrheit der Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler anerkannt.⁴² Die EU hat auf diese Hinweise reagiert und im Jahr 2013 Anwendungsbeschränkungen für die drei Neonicotinoid-Wirkstoffe Clothianidin, Imidacloprid und Thiamethoxam beschlossen.

Derzeit mehren sich Hinweise, dass die Wirkstoffe einiger Neonicotinoide für lange Zeit im Boden verbleiben und auch von Nichtzielpflanzen aufgenommen werden. Dies bedeutet, dass ihre toxische Wirkung beispielsweise während der Gründüngung und in Blühstreifen oder sogar in benachbarten Gebieten unbeabsichtigt fort dauert.⁴³ Dieser Befund ist mehr als alarmierend und konterkariert viele Naturschutzbestrebungen, durch Blühstreifen den Biodiversitätsverlusten entgegenzuwirken.

Glyphosat: Störung der Nahrungsketten

Als zweites Beispiel dient das großflächig eingesetzte *Breitbandherbizid* Glyphosat im Produkt Roundup. Es ist zwar abbaubar, aber die Berichte über die Abbaugeschwindigkeit schwanken stark von 3 bis zu 500 Tagen,⁴⁴ wobei auch kleinere Spannweiten von 2 bis 53 Tagen berichtet wurden⁴⁵. Gleiches gilt für AMPA⁴⁶, das nicht pestizidwirksame Hauptabbauprodukt von Glyphosat (40 bis 300 bzw. 26 bis 45 Tage). Das gut wasserlösliche Glyphosat und AMPA wurden in Deutschland und anderen Ländern im Oberflächen- und Grundwasser oberhalb der fest-

40 Biesmeijer et al. (2006), IPBES (2017).

41 Budge et al. (2015), Münze et al. (2017), Vogel (2017).

42 Liess et al. (2005), Geiger et al. (2010), Hallmann et al. (2014), Pisa et al. (2015), Vogel (2017).

43 Mogren & Lundgren (2016).

44 EFSA (2015).

45 Bento et al. (2016).

46 Aminomethylphosphonsäure

gelegten Höchstgrenze von 0,1 Mikrogramm pro Liter nachgewiesen, obwohl entsprechende Standard-Versickerungsversuche und Modellierungen keine hohe Versickerungstendenz vorhergesagt hatten.⁴⁷ Als Erklärung spekulieren einige Autoren, dass die zu hohen Konzentrationen auf falsche Anwendungen durch die Landwirte zurückzuführen seien, aber die Situation ist unklar.

Aus ökotoxikologischer Sicht – basierend auf Tests mit den Standard-Stellvertreterorganismen – sind Glyphosat und AMPA oftmals weniger kritisch als andere Herbizide. Problematisch ist aber aus verschiedenen Gründen der weltweit hohe Glyphosateinsatz: Zum einen ist eine steigende Zahl glyphosatresistenter Unkräuter zu verzeichnen.⁴⁸ Weiterhin vernichten Breitbandherbizide wie Glyphosat nahezu alle wildwachsenden Pflanzen auf den Äckern. Da damit Insekten und Wirbeltieren ein Teil ihrer Lebensgrundlage genommen wird, haben solche Mittel einen negativen Einfluss auf die Biodiversität,⁴⁹ wie für Pflanzen und Tiere gezeigt wurde.⁵⁰ Dies bedeutet: In intensiv genutzten Agrarlandschaften wird die Störung der Nahrungsketten durch Glyphosat zum Problem, denn dort stehen den Arten aufgrund der Dichte der landwirtschaftlich genutzten Flächen kaum Alternativen zur Nahrungssuche zur Verfügung. Glyphosathaltige Pestizide werden nach Angabe des Umweltbundesamtes in Deutschland auf ca. 40 Prozent der Felder mindestens einmal im Jahr eingesetzt, im Raps sogar auf bis zu 90 Prozent der Felder. Sofern der durch politische Anreize in den letzten Jahren stark geförderte Anbau von Energiepflanzen wie Raps und Mais weiter zunimmt, muss von einer weiteren Abnahme der Diversität von Pflanzen, Insekten und Wirbeltieren in der Agrarlandschaft ausgegangen werden.

47 EFSA (2015).

48 Breckling & Verhoeven (2010), Bonny (2011).

49 Schütte et al. (2017).

50 Firbank et al. (2003), Heard et al. (2003a), Heard et al. (2003b), Squire et al. (2003), Bohan et al. (2005), Squire et al. (2009).

2.3 Anreicherung von Pestiziden in Böden und Gewässern

Defizite der Vorhersagemodelle

Zur Abschätzung der erwarteten Konzentration von Pestiziden in der Umwelt werden Modelle eingesetzt, die die Aufwandmenge und -art, klimatische Parameter, Chemikalien- und Umwelteigenschaften sowie den Boden- oder Gewässertyp berücksichtigen. Es wurde jedoch gezeigt, dass solche Vorhersagemodelle in vielen Fällen fehlerhaft sind.

► *Pestizidrückstände in Böden*

Am Beispiel der Neonicotinoide wird deutlich, dass diese im Boden⁵¹ länger nachweisbar sind, als durch die zulassungsrelevanten Untersuchungen vorhergesagt wurde. Eine aktuelle Monitoring-Studie in der Schweiz ergab, dass von 80 ausgewählten Pestiziden, die neben weiteren zwischen 1995 und 2008 auf 14 landwirtschaftlichen Flächen ausgebracht wurden, heute immer noch ein Großteil (80 Prozent; davon die Hälfte als Transformationsprodukte) in geringen Konzentrationen in entnommenen Bodenproben nachgewiesen werden kann – im Durchschnitt 10 bis 15 Pestizide pro untersuchtem landwirtschaftlichen Feld.⁵² Dies deutet darauf hin, dass diese Substanzen über Jahrzehnte im Boden verbleiben, obwohl in den Zulassungsunterlagen erheblich kürzere Verweildauern angenommen werden, häufig im Bereich von einigen Wochen oder Monaten. Ein ähnliches Ergebnis wurde bei dem Herbizid Atrazin beobachtet, das noch mehr als 20 Jahre nach seinem Verbot (zum Schutz des Grundwassers) im Boden zu finden ist.⁵³ Auch in portugiesischen, spanischen und finnischen Böden wurden zahlreiche Pestizide noch lange nach der Applikation und viel länger als den angenommenen Verweildauern entsprechend nachgewiesen.⁵⁴

51 Bonmatin et al. (2015).

52 Chiaia-Hernández et al. (2017).

53 Jablonowski et al. (2011).

54 Goncalves & Alpendurada (2005), Laitinen et al. (2006), Sanchez-Gonzalez et al. (2013), Masia et al. (2015).

► *Pestizidrückstände in Gewässern*

Auch in Gewässern sind Pestizidrückstände in höheren Konzentrationen zu finden als in Expositionsabschätzungen vorhergesagt. Zum Beispiel liegen Neonicotinoide im Grundwasser⁵⁵ und in Gewässern durch Oberflächenabfluss und Kläranlagen⁵⁶ in ökologisch wirksamen Konzentrationen vor, obwohl dies durch die Zulassung ausgeschlossen werden sollte. Für lipophile (fettlösliche) Insektizide konnte nachgewiesen werden, dass die in der EU verwendeten Standardmodelle zur prospektiven Expositionsabschätzung (sog. FOCUS-Szenarien) durch solche Modelle abgelöst werden müssten, die regionale Besonderheiten wie standortbezogene Klimadaten berücksichtigen, um bessere Vorhersagen zu erzielen und einen besseren Schutz der Umwelt zu gewährleisten.⁵⁷ Untersuchungen zeigten,⁵⁸ dass europaweit kritische Umweltqualitätsnormen von Chemikalien einschließlich Pestiziden in Gewässern überschritten werden. Auch außereuropäisch wurde dieses Phänomen beobachtet.⁵⁹ In einer Schweizer Studie wurden die Suchkriterien bei der Analytik von Pestiziden erweitert, woraufhin über 100 verschiedene Pestizide und zahlreiche Transformationsprodukte in Flüssen nachgewiesen werden konnten.⁶⁰ Der positive Effekt von bewachsenen Randstreifen zur Reduktion der Pestizidemission z.B. durch Oberflächenabfluss ist oft beschrieben worden, weshalb diese Maßnahmen vermehrt eingeführt werden sollten.⁶¹

► *Defizitäre Messprogramme*

Grundsätzlich ist kritisch, dass auch die im Rahmen der europäischen Wasserrahmenrichtlinie seitens der Bundesländer durchgeführten Messprogramme zur Ermittlung der Gewässerbelastung mit Schadstoffen weit davon entfernt sind, das in der aktuellen landwirtschaftlichen Praxis relevante Wirkungsspektrum repräsentativ zu erfassen. Meist beziehen sich die Messparameter nur auf wenige Pestizide aus

55 Huseth & Groves (2014).

56 Münze et al. (2017).

57 Knaebel et al. (2012), Stehle et al. (2013).

58 Malaj et al. (2014).

59 Stehle & Schulz (2015).

60 Moschet et al. (2014).

61 Bereswill et al. (2014), Weissteiner et al. (2014), Chen et al. (2016), Otto et al. (2016).

der Liste sogenannten prioritärer Stoffe. Nur Wirkstoffe, die in einer Messkampagne zu einer Überschreitung der Umweltqualitätsnorm geführt haben, werden häufiger gesucht. Dieser unbefriedigenden Situation wird durch eine Monitoringinitiative des Umweltbundesamtes im Rahmen des Nationalen Aktionsplans Pflanzenschutz (NAP) Rechnung getragen.

3. Defizite im aktuellen Zulassungsverfahren von Pestiziden

Die Hersteller von Pestiziden müssen im Zulassungsprozess die erwarteten Umweltauswirkungen ihrer Produkte darlegen. Zwischen dieser Prospektion und den tatsächlich beobachteten Umweltauswirkungen bestehen jedoch erhebliche Unterschiede.

Im Folgenden stellen wir die wichtigsten Aspekte zusammen, die bei den derzeitigen Verfahren zur Umweltrisikobewertung und der Anwendung von Pestiziden zu wenig berücksichtigt werden.

3.1 Die Vorhersage der Exposition und die Persistenzbewertung von Chemikalien in der Umwelt sind unzureichend

Bei vielen Substanzen, die erst zugelassen, später aber verboten wurden, war nicht allein die Toxizität ausschlaggebend, sondern ihr langfristiger Verbleib (Persistenz) in der Umwelt. Es ist ganz offensichtlich, dass reine Vorhersagen mit immer komplexer werdenden Modellen in vielen Fällen zu kurz greifen, da es Befunde von Rückständen in Böden und Gewässern gibt, die von den Modellen nicht prognostiziert wurden. Um nicht vorhergesehene Effekte von Pestiziden weiter zu minimieren, bedarf es einer Validierung der zugrunde liegenden Bewertungsmodelle, die sich stärker als bisher an realen Bedingungen orientiert. Derartige Bedingungen sind jedoch aufgrund ihrer beschriebenen Komplexität nur äußerst schwer in standardisierten Verfahren abbildbar. Sinnvoll ist hier ein viel umfangreicheres Monitoring von Pestizidrückständen nach der Zulassung (Nachzulassungsphase), um die Modelle zu validieren. Ein solches Monitoring betrifft neben den Gewässern, die über Verdriftung, Oberflächenabfluss und Drainage belastet werden, vor allem den Boden in Zielflächen (den Äckern) und den nahegelegenen Nichtziel­flächen (den Randstreifen, den Hecken etc.), die eine enorm wichtige Funktion für den Biodiversitätserhalt haben. Ein historisches Beispiel:

Auch gut 25 Jahre nach dem Verbot des Herbizids Atrazin in Deutschland sind der Wirkstoff und Abbauprodukte des Herbizids heute immer noch im Grundwasser nachzuweisen. Dies zeigt, dass die abgeschätzte Zeitdauer, nach der die Hälfte des Wirkstoffs nicht mehr nachzuweisen ist (die sog. Halbwertszeit), von maximal einigen Hundert Tagen nicht mit den gemessenen Befunden übereinstimmt. Der Wirkstoff kann offenbar im Boden oder im darunterliegenden Gestein für lange Zeiträume, u.a. in Form von sog. nicht extrahierbaren Rückständen,⁶² stabilisiert und dann allmählich freigesetzt werden. An Standorten mit Versickerungspotential und früherer starker Anwendung des Herbizids führt diese Stabilisierung dazu, dass geringe Mengen davon nach wie vor ins Grundwasser gelangen.⁶³ Weitere Beispiele für das Phänomen der Stabilisierung von Pestiziden im Boden wurden im Kapitel „Anreicherung“ (2.3) genannt. Eine weitere Erklärungsmöglichkeit für das Auftreten von Atrazinrückständen zumindest in einigen Gewässern ist, dass neue Einträge durch atrazinbelastete Agrarimporte erfolgen.

Persistenzbewertung von Pestiziden

Bei der Persistenzbewertung von Pestiziden werden Rückstände, die nicht mehr aus dem Boden extrahiert werden können, als Abbauprodukte definiert. Alle Chemikalien bilden solche Rückstände in unterschiedlichen Mengen, von wenigen Prozent der verwendeten Menge bis zu über 90 Prozent. Untersuchungen ergaben, dass die nicht extrahierbaren Rückstände aus verschiedenen Anteilen bestehen, von denen die in der Bodenmatrix in Poren physikalisch eingeschlossenen Reste langsam wieder freigesetzt werden können, den Ausgangsstoff und Abbauprodukte enthalten können und daher in die Persistenzbewertung eingeschlossen werden müssten.⁶⁴

Bei Anwesenheit weiterer Wirkstoffe kann der Abbau von Pestiziden langsamer stattfinden, als wenn die Substanz allein vorliegt: So ist z.B. die Halbwertszeit des Herbizids Pendimethalin in Anwesenheit des Fungizids Mancozeb ca. doppelt so lang im Vergleich zum Abbau von

62 Kaestner et al. (2014).

63 Vonberg et al. (2014a), Vonberg et al. (2014b).

64 Kaestner et al. (2014).

Pendimethalin allein.⁶⁵ Bisher gibt es allerdings nur wenige Beispiele für solche Untersuchungen und ebenso auch für Untersuchungen des Abbaus unter realistischen Bedingungen, d.h. beispielsweise bei einem Mangel an Nährstoffen, bei Temperaturen über oder unter den als regulatorischer Standard meist verwendeten 20 Grad Celsius oder bei Anwesenheit weiterer Pestizide und anderer Stressoren (Trockenheit, Staunässe etc.).

Chemikalien, die vor vielen Jahrzehnten hergestellt wurden und inzwischen nicht mehr verwendet werden dürfen, können durch klimatische Veränderungen aus den Speicherreservoirs wie dem Boden oder dem Sediment freigesetzt, d.h. remobilisiert und somit wieder in der Umwelt messbar werden.⁶⁶ Auch das lange verbotene Insektizid DDT ist ein Beispiel dafür, dass Schadstoffe noch Jahrzehnte nach dem Ende ihrer Verwendung in der Umwelt nachweisbar sind und Umwelt und Gesundheit schädigen. Obwohl in der Bundesrepublik Deutschland bereits seit 1972 verboten, ist DDT noch heute in manchen Böden und in Sedimentschichten von Gewässern zu finden.⁶⁷

3.2 Tankmischungen, sequenzielle Exposition und Gesamtbelastung werden nicht adäquat berücksichtigt

Die Umweltprüfung eines Pestizidwirkstoffs im Rahmen der EU-Genehmigung stellt im Wesentlichen eine Einzelstoffbewertung dar, die auf der Basis von (öko-)toxikologischen und umweltchemischen Informationen zum jeweiligen Wirkstoff und einer repräsentativen Pestizidformulierung für ausgewählte Beispielanwendungen erfolgt. Der im EU-Wirkstoffprogramm adäquate Ansatz der Einzelstoffbewertung ist für die Umweltprüfung von Pestiziden im nationalen Zulassungsverfahren nur bedingt geeignet, da ein wesentlicher Anteil der beantragten Pestizide mehr als einen Wirkstoff, d.h. mehrere Wirkstoffe zugleich, enthält. Diese sog. Kombinationspräparate machen – mit steigender Tendenz –

65 Swarcewicz & Gregorczyk (2012).

66 Scheringer (2017).

67 Neitsch et al. (2016).

heute bereits etwa ein Drittel der in Deutschland zugelassenen Pestizide aus. Maßgeblich für die Bewertung der Umweltauswirkungen ist demnach das Zusammenwirken der in den Kombinationspräparaten enthaltenen Wirkstoffe inklusive der weiteren Inhaltsstoffe (Beistoffe), d.h. die Toxizität des Kombinationspräparates bzw. die Toxizität des in der Umwelt nach Ausbringung zu erwartenden Gemisches. Dementsprechend umfassen die europäischen Leitlinien zur Umweltrisikobewertung von Pestiziden Anleitungen zur Berücksichtigung von Kombinationseffekten bzw. zur Umweltrisikobewertung von Kombinationspräparaten; einen Überblick über den Sachstand liefern Frische et al. (2014).⁶⁸

Nicht explizit berücksichtigt wird in der derzeitigen Umweltprüfung jedoch die gängige landwirtschaftliche Anwendungspraxis: Dies betrifft einerseits den gleichzeitigen Einsatz mehrerer Pestizide in Form von Tankmischungen, die der Landwirt vor der Ausbringung im Spritztank herstellt, und andererseits die sequenzielle Anwendung verschiedener Pestizide und/oder Tankmischungen in der Anbaukultur im Saisonverlauf (sog. Spritzserien). Es ist offensichtlich, dass die Risikoabschätzung bei diesen Anwendungsarten defizitär ist. Eine Ausnahme davon sind derzeit lediglich vom Hersteller explizit vorgeschriebene oder empfohlene Tankmischungen, die eine Umweltprüfung durchlaufen müssen.⁶⁹

Sequenzielle Belastungen führen in vielen Fällen zu einer erhöhten Wirkung, wenn die individuelle Erholung nach vorhergehender Schädigung der Organismen noch nicht abgeschlossen ist (s. auch Kapitel 3.4).⁷⁰ Auch auf der Ebene von Lebensgemeinschaften (Organismen verschiedener Arten in einem abgrenzbaren Lebensraum) kann eine Kulmination der Wirkung sequenzieller Belastungen erfolgen, wenn die Erholung der Population durch Konkurrenz mit weniger empfindlichen Arten um Nahrung und Habitate verzögert ist.⁷¹

Insgesamt stellt sich also die Frage, ob und inwiefern die derzeitige regulatorische Prüfung das Umweltrisiko des Pestizideinsatzes korrekt abbildet bzw. ob das aus der Prüfung abgeleitete Risikomanagement das gesetzlich angestrebte Schutzniveau tatsächlich sicherstellt.

68 Frische et al. (2014).

69 BVL (2015).

70 Ashauer et al. (2007).

71 Liess et al. (2013).

3.3 Mängel bei der Bewertung direkter Effekte

Die landwirtschaftliche Ausbringung von Pestiziden führt unausweichlich dazu, dass die Substanzen auch in Nichtzielökosysteme wie Wälder, Hecken, Wiesen, Feldraine und Gewässer gelangen können. Im Zulassungsverfahren werden deshalb die möglichen Effekte in den betroffenen Nichtzielökosystemen abgeschätzt und unter Umständen werden Anwendungsbestimmungen oder Anwendungsbegrenzungen bis hin zu Verboten festgesetzt, um die Risiken für diese Ökosysteme auf ein akzeptables Niveau zu verringern. In den vergangenen Jahrzehnten hat sich jedoch gezeigt, dass diese Risikoabschätzungen nicht immer geeignet waren, den Eintritt von unerwünschten direkten Effekten auf Nichtzielorganismen vorherzusagen.

Unberücksichtigte Organismengruppen

Nach wie vor werden potentiell gefährdete Organismengruppen wie z.B. Wildbestäuber und Amphibien nicht ausreichend in der Effektabschätzung berücksichtigt. Ein Beispiel dafür ist die oben diskutierte Stoffgruppe der Neonicotinoide: Hier kamen im Zulassungsverfahren nur Honigbienen als Testorganismen zum Einsatz und subletale (nicht tödliche) Effekte auf z.B. Vermehrung, Futterbeschaffungsverhalten und Orientierungsvermögen erhielten zu wenig Aufmerksamkeit. Freilandstudien mit realistischen Expositionsszenarien zeigten jedoch, dass zum Teil drastische Effekte wie der Zusammenbruch von Kolonien bei Hummeln und Wildbienen auftraten, während die Auswirkungen auf die größeren Honigbienen-Kolonien nicht nachweisbar waren.⁷² Ähnlich werden Amphibien bisher kaum in der Risikoabschätzung berücksichtigt, obwohl zum Teil eine hohe Mortalität der untersuchten Amphibien nach direktem Übersprühen mit den regulären Aufwandmengen zugelassener Pestizide beobachtet wurde.⁷³ Viele Wissenschaftler sind der Meinung, dass die terrestrischen Lebensstadien von Amphibien außerhalb der Laichzeit in der Agrarlandschaft mit Pestizidrückständen in Kontakt kommen, die neben weiteren Faktoren zur globalen Abnahme von Amphibien beitragen.

72 Rundlof et al. (2015).

73 Brühl et al. (2013).

Unterschätzung der Gefährdung

Für verschiedene Organismengruppen wird die Gefährdung unzureichend abgeschätzt, so z.B. bei den Fließgewässerorganismen. Mit Hilfe des Indikatorsystems SPEAR konnte in Feldstudien gezeigt werden, dass in vielen naturräumlichen Regionen Wirkungen von Pestiziden, die im Zulassungsverfahren als sicher eingestuft wurden, bereits auftreten, wenn diese auch nur in sehr niedrigen Konzentrationen vorliegen⁷⁴. Solche Unterschätzungen können wiederum zum Verlust von Biodiversität auf der Landschaftsebene führen⁷⁵ und Ökosystemfunktionen beeinträchtigen.⁷⁶ Die Ursache dieser mangelhaften Gefährdungsabschätzung liegt in der im Folgenden beschriebenen fehlenden Berücksichtigung indirekter Effekte und weiterer Stressfaktoren.

3.4 Indirekte Effekte werden zu wenig berücksichtigt

Indirekte Effekte von Pestiziden entstehen durch Interaktion tierischer und pflanzlicher Organismengruppen in Ökosystemen, z.B. durch Konkurrenz, Symbiose oder Nahrungsnetze.⁷⁷ Die Effekte können sich auf Populations- oder Gemeinschaftsebene verstärken oder fortpflanzen. Die Erholung von Populationen nach Stresseinwirkung – ein im Zulassungsprozess von Pestiziden wichtiges Kriterium – kann unter realistischen Bedingungen um ein Vielfaches länger dauern als im Zulassungsprozess angenommen. Bereits kleinste, statistisch nicht nachweisbare Beeinträchtigungen durch Pestizide werden durch die Konkurrenz mit weniger empfindlichen Arten um Nahrungsressourcen und Lebensraum verstärkt. Erfolge jährlich wiederholte Belastungen, dann kulminieren diese geringen Wirkungen, die in der Folge zu lokalem Aussterben einer Population führen können.⁷⁸ Zu bedenken ist außerdem, dass Schädigungen auch erst in nachfolgenden Generationen oder verstärkt dort auftreten können.⁷⁹

74 Liess & von der Ohe (2005), Schäfer et al. (2012).

75 Beketov et al. (2013).

76 Liess et al. (2008).

77 Halstead et al. (2014), Gessner & Tilili (2016).

78 Liess et al. (2013).

79 Campiche et al. (2007), van Gestel et al. (2017).

Auch auf der Ebene von Artengemeinschaften können sich Effekte von Pestiziden fortpflanzen. Wenn z.B. Herbizide – vor allem Breitbandherbizide wie Glyphosat – Pflanzen schädigen, werden auch davon abhängige Konsumenten in ihrer Anzahl zurückgehen, weil weniger Nahrung zur Verfügung steht. Diese indirekten Nahrungsketteneffekte sind bisher kaum in den regulatorischen Zulassungsverfahren berücksichtigt. Dort liegt der Fokus auf einzelnen Populationen ohne Einordnung in die Nahrungskette. Zudem sind Pestizideffekte aus regulatorischer Sicht vertretbar, wenn keine als negativ eingestuften Effekte auf Populationsebene erwartet werden oder sich in bestimmten Zeiträumen die Population von initialen Effekten wieder erholt. Allerdings kann auch die temporäre Beeinträchtigung bzw. Reduzierung von Populationen zu drastischen Effekten auf die Konsumenten eben dieser Population führen. In den letzten Jahren wurde z.B. der Rückgang der Populationen typischer Vogelarten in der Agrarlandschaft⁸⁰ insbesondere auch auf den Einsatz von Pestiziden und die beschriebenen indirekten Nahrungsnetz-Effekte zurückgeführt, mitunter sogar auf einzelne Wirkstoffe, wie am Beispiel des Neonicotinoid-Wirkstoffs Imidacloprid gezeigt.

Die beschriebenen Effekte führen auf Populations- und Gemeinschaftsebene zu schleichenden Veränderungen im gesamten Ökosystem.

3.5 Bisher kaum beachtet: Einfluss mehrfacher (multipler) Stressfaktoren

In der realen Umwelt treten Wirkstoffe meist zusammen mit einer Vielzahl von weiteren Stoffen auf, z.B. anderen Wirkstoffen (s. Kapitel 3.2), die in Böden akkumulieren, oder Chemikalien in Gewässern, die durch Kläranlagenabläufe und im Klärprozess nicht vollständige Elimination eingetragen werden. Darüber hinaus bestehen auch Wechselwirkungen mit natürlichen und anthropogenen Stressoren. Beispiele für anthropogene Stressoren sind verengte Fruchtfolgen und Überdüngung, aber auch natürliche Stressoren wie Wassermangel müssen die Ökosysteme kompensieren. Die Zulassung von Pestiziden

80 Sudfeldt et al. (2013), Hallmann et al. (2014), Jahn et al. (2014), Hallmann et al. (2017).

und anderen Chemikalien basiert jedoch i.d.R. auf Untersuchungen, die die möglichen Wirkungen solcher zusätzlichen Stressoren nicht berücksichtigen.

Die Temperaturerhöhung durch den bereits bemerkbaren Klimawandel lässt eine Steigerung der Pestizidanwendungen erwarten, da Pflanzenkrankheiten unter solchen Bedingungen zunehmen und sich besser verbreiten können.⁸¹ Auch die Empfindlichkeit von Organismen gegen Chemikalien bei höheren Temperaturen kann steigen.⁸² Mit dem Klimawandel werden extreme Wetterereignisse zunehmen. Vorübergehende Trockenperioden, in denen der Abbau der Chemikalien durch Mikroorganismen verlangsamt sein kann,⁸³ werden von intensiveren Regenereignissen abgelöst, die den Oberflächenabfluss erhöhen.⁸⁴ Dies führt insgesamt zu erwartungsgemäß erhöhten Pestizideinträgen in Gewässer. Generell erhöhen natürliche Stressoren die Empfindlichkeit von Organismen gegenüber Pestiziden und anderen Chemikalien. Eine Metaanalyse zeigte, dass das Vorhandensein weiterer abiotischer Stressoren wie ein Sauerstoffdefizit oder biotische Stressoren wie die Konkurrenz mit anderen Arten die Sensitivität von Populationen um den Faktor 10 bis 100 erhöht.⁸⁵ Neben der Pestizidanwendung spielen auch andere anthropogene Aktivitäten als Stressoren eine Rolle, z.B. die Bodenverdichtung durch den landwirtschaftlichen Verkehr mit langfristigen Folgen für dort lebende Organismen.⁸⁶ Die Effekte mehrerer Stressoren können sich verstärken – und jede einzelne Stresskompensation ist mit entsprechenden energetischen Kosten für die Ökosysteme verbunden, sichtbar z.B. als erhöhte Atmung und damit verbundene klimarelevante Kohlendioxidfreisetzung aus Böden.⁸⁷ Ähnliche interaktive Effekte wurden auch für Gewässer nachgewiesen.⁸⁸

81 Kattwinkel et al. (2011).

82 Patra et al. (2015).

83 Geng et al. (2015).

84 Gagnon et al. (2016).

85 Koehler & Triebkorn (2013), Liess et al. (2016).

86 Schaeffer et al. (2016).

87 Filser et al. (1995).

88 Alexander et al. (2016), Gardeström et al. (2016).

3.6 Gesellschaftliche und politische Aspekte

Die Frage nach einem möglichst umweltverträglichen Einsatz von Pestiziden stellt sich bei weitergehender Betrachtung⁸⁹ als komplex dar, wenn man kurzfristiges Risiko, langfristige Wirkung von Resistenzen, interne und externe Arbeitskosten etc. einbezieht und versucht, die Alternativen im Pflanzenschutz (z.B. Fruchtfolgen, mechanische Bodenbearbeitung, Brachen etc.) auch wirtschaftlich einzuschätzen. Obwohl die Abwägung der verschiedenen Kriterien von Landwirt zu Landwirt stark schwankt, ist davon auszugehen, dass Pestizidanwendungen häufig die erste Wahl sind, weil sie als direkt wirksam, einfach anwendbar, ökonomisch günstig und passend für „moderne“ Landwirtschaft angesehen werden. Zusätzlich muss man davon ausgehen, dass sowohl politische Entscheidungsträger als auch Regulierer von Pestizidanwendungen massiv durch Lobbying beeinflusst werden.⁹⁰ Frühzeitige Warnhinweise bezüglich des Pestizideinsatzes seitens der unabhängigen Forschung wurden nicht oder zu spät berücksichtigt, obwohl die europäische Umweltagentur bereits 2013 in einer Synthese zahlreicher umweltgefährdender Stoffe und Verfahren herausgestellt hatte, dass diese Warnhinweise überwiegend berechtigt waren.⁹¹

Vielfalt, Produktion und Einsatz von Pestiziden steigen an (weltweit) bzw. stagnieren auf hohem Niveau (Deutschland)

Nicht nur die Vielfalt, sondern auch das Produktionsvolumen von Pestiziden und vielen anderen synthetischen Chemikalien ist weltweit in den letzten 50 Jahren stark angestiegen,⁹² während in Deutschland die Verkaufsmengen der im Freiland eingesetzten Mittel seit 1990 mehr oder weniger konstant blieben.⁹³ Im europäischen Vergleich ist die Verkaufsmenge in Deutschland nach Spanien, Frankreich und Italien am vierthöchsten. Bezogen auf die landwirtschaftliche Nutzfläche, d.h. Pestizidaufwandmenge je Hektar, rangiert Deutschland an achter Stelle der

89 Sexton et al. (2007).

90 UNHRC (2017).

91 EEA (2013).

92 Bernhardt et al. (2017).

93 UBA (2017)

28 EU-Mitgliedstaaten.⁹⁴ Entsprechende Belastungen von Boden, Wasser und Luft⁹⁵ sowie zuweilen Kontaminationen von Lebensmitteln sind die Folge.⁹⁶ Dass die Bevölkerung darauf mit zunehmender Besorgnis reagiert, zeigt eine repräsentative Umfrage des Umweltbundesamtes von 2016⁹⁷.

Lücken im Bereich der Forschung

Das wachsende Detailverständnis des Verbleibs und der Effekte von Pestiziden und anderen Chemikalien in der Umwelt hat dazu geführt, dass die Identifikation der übergeordneten Zusammenhänge ins Hintertreffen geraten ist und daher Vorhersagen für Exposition und Wirkung im größeren raumzeitlichen Kontext, d.h. unter Betrachtung der Landschaftsebene und längerer Zeiträume, vernachlässigt wurden. Ein Mangel an übergeordneten Konzepten betrifft auch den gesellschaftlichen Umgang mit Pestiziden bzw. die Verknüpfungen zwischen naturwissenschaftlichem Wissen und gesellschaftlichen Handlungsoptionen. Hier bedarf es insbesondere sozialwissenschaftlicher Ansätze, wie sie ansatzweise bereits verfolgt werden bei Untersuchungen zum Verhalten von Landwirten und deren Einschätzungen von kurzfristigen Vorteilen des Pestizideinsatzes und seinen langfristigen Kosten sowie Alternativen hierzu.

Mängel in der Risikobewertung

Warum wurden frühzeitige Hinweise auf die Langlebigkeit von einigen Neonicotinoiden nicht berücksichtigt, obwohl diese bereits vor der Zulassung bekannt waren?⁹⁸ Auch das Auftreten von Rückständen in Pollen und in den sog. Guttationstropfen (Tautropfen), die von Pflanzen ausgeschieden werden,⁹⁹ sowie das Auftreten subletaler (nicht tödlicher) Effekte wie die Beeinträchtigung des Orientierungsvermögens von Bienen¹⁰⁰ sind in den früheren Risikobewertungen der Neonicotinoide

94 Eurostat (2014)

95 Scheringer (2017).

96 Bai & Ogbourne (2016), Dervilly-Pinel et al. (2017), Glorennec et al. (2017).

97 BMUB & UBA (2017).

98 Goulson (2013).

99 Bonmatin et al. (2015), Reetz et al. (2016).

100 Stanley et al. (2016), Klein et al. (2017)

(bzw. von Pestiziden allgemein) zu wenig berücksichtigt worden. Wie müsste die Risikobewertung verändert werden, um Umweltauswirkungen wie die der Neonicotinoide in Zukunft zu vermeiden?

4. Handlungsempfehlungen

In den Abschnitten 2 und 3 sind die mittlerweile erkennbaren schädlichen Umweltfolgen der intensiven Nutzung von Pestiziden beschrieben und die dafür maßgeblichen Ursachen identifiziert worden. Sie liegen sowohl in Defiziten der Risikobewertung im Zulassungsverfahren als auch im weitgehenden Fehlen einer systematischen Risikowissensgenerierung in der Nachzulassungsphase sowie in den nach wie vor bestehenden Missständen bei der Pflanzenschutzmittelanwendung. Im Anschluss folgen Handlungsempfehlungen für alle drei genannten Ansatzpunkte und Hinweise auf den weiteren Forschungsbedarf.

4.1 Empfehlungen zur Verbesserung der Risikobewertung im Zulassungsverfahren

Die Risikobewertung dient dazu, prospektiv, d.h. vor der Zulassung und damit Anwendung, das Risiko von Wirkstoffen und Produkten für Mensch und Umwelt abzuschätzen. Sie beruht in Ermangelung praktischer Erfahrungen mit neu entwickelten Wirkstoffen und Zubereitungen auf Modellannahmen über die Wirkung eines Stoffes auf die Schutzgüter des Pflanzenschutzmittelrechts. Die Modellannahmen wiederum beruhen auf Erkenntnissen, die mit Blick auf das Schutzgut Naturhaushalt für bestimmte Indikatorarten im Labormaßstab und teilweise auch im Mesokosmosmaßstab gewonnen worden sind (Mesokosmos s. Kapitel 1.3). Unsicherheiten wird dabei mit Hilfe von Sicherheitsfaktoren Rechnung getragen, die je nach Grad der Unsicherheit differieren.

Die im Abschnitt 2 referierten Forschungsergebnisse zeigen, dass die gegenwärtige Risikobewertung in vielen Fällen nicht in der Lage ist, das Verbleiben von Pestiziden in der Umwelt und die Wirkung auf Nichtzielorganismen wie auch auf andere Schutzgüter, etwa den Boden oder das Wasser, realistisch abzubilden. Teilweise ist das auf nicht

ausreichende Kriterien der Risikobewertung zurückzuführen. Bei der Erfassung sog. „kombinatorischer Wirkungen“ beispielsweise wird nicht auf die übliche landwirtschaftliche Anwendungspraxis (Tankmischungen und Spritzserien, s. Kapitel 3.2) abgestellt, sondern – insofern realitätsfern – auf den bestimmungsgemäßen Gebrauch nur des jeweils einzelnen zur Zulassung beantragten Pestizids. Wie bereits erklärt, bleiben auch indirekte Effekte und multiple Stressoren im Bewertungsprozess ausgeblendet.

Die Beispiele zeigen, dass die Risikobewertung einer Überprüfung bedarf, die die zwischenzeitlich gewonnenen wissenschaftlichen Erkenntnisse über die tatsächlichen Stoffeigenschaften und (Neben-) Wirkungen von Pestiziden stärker berücksichtigt. Bis zum Abschluss eines solchen Überprüfungsverfahrens sollten die Sicherheitszuschläge (Sicherheitsfaktoren) für die Bewertung *neuer* Wirkstoffe und Produkte deutlich erhöht werden. Darüber hinaus sollten die Zulassungsentscheidungen für solche Wirkstoffe und Produkte, bei denen der tatsächliche Befund und der Risikobewertungsbefund nicht in Einklang gebracht werden können, einer Überprüfung unterzogen werden. In besonders diskrepanten Fällen empfiehlt sich zudem, das einstweilige Ruhen der erteilten Zulassung anzuordnen, wenn zumutbare Substitute verfügbar sind.

4.2 Empfehlungen zur Weiterentwicklung einer systematischen Risikowissensgenerierung in der Nachzulassungsphase

Die Zulassung neu entwickelter Wirkstoffe und Produkte ist stets eine Entscheidung unter Unsicherheit. Deshalb bedarf es einer systematischen Beobachtung in der sog. Nachzulassungsphase, um die Modellierungsergebnisse und Abschätzungen der prospektiven Risikobewertung mit den empirischen Erfahrungen unter realistischen Praxisbedingungen abzugleichen.

Einführung eines geeigneten Messsystems (Monitoring)

Die Nachzulassungsphase ist in anderen Bereichen des Gefahrstoffrechts, wie insbesondere im Bereich der Arzneimittelzulassung, ein

integraler Bestandteil des Sicherheitsrechts. Im Rahmen der Pestizidzulassung kann allerdings nur bedingt auf die Erfahrungen der Arzneimittelzulassung zurückgegriffen werden, weil das Beobachtungssystem bei der Arzneimittelzulassung auf dem aufmerksamen Arzt beruht, der Patientenrückmeldungen über Nebenwirkungen an das Meldesystem weitergibt. Für den Pestizidgebrauch erscheint der aufmerksame Landwirt demgegenüber hilfreich vorwiegend für Rückmeldungen im Hinblick auf einen wirksamen Schutz der Kulturpflanzen und der Gesundheit des Anwenders, nicht aber im Hinblick auf den Schutz von Nichtzielorganismen und anderen Umweltgütern. In der Nachzulassungsphase wird man daher auf die Errichtung und den Betrieb eines geeigneten Messsystems (Monitoring) angewiesen sein, um Auffälligkeiten entdecken zu können. Ein solches Messsystem könnte durch die zuständige Zulassungsbehörde in Zusammenarbeit mit den Ländern betrieben werden. Auch eine europaweite Arbeitsteilung entsprechend den unterschiedlichen Schwerpunkten des Pestizideinsatzes in den EU-Mitgliedstaaten ist denkbar. Die Kosten für die Unterhaltung eines solchen Messsystems könnten über eine Erhöhung der Antragsgebühren bei der Pestizidzulassung gedeckt werden. Denkbar wäre alternativ dazu auch eine Pestizidabgabe, die von den Nutzern zu tragen wäre (s. Kapitel 4.3).

Vorteile eines Messsystems

Durch die Errichtung und den Betrieb eines solchen Messsystems wäre einerseits gewährleistet, dass systematisch weiteres Risikowissen insbesondere über neu zugelassene Pestizide generiert und bei signifikanten Befunden die entsprechende Zulassungsentscheidung überprüft wird. Erleichtert würde die Überprüfung auch, wenn die Erstzulassungszeit von Wirkstoffen generell auf wenige Jahre verkürzt wird, um deutlich zu machen, dass die Erstzulassungsphase insbesondere auch der Weiterentwicklung des Risikowissens zu dienen hat. Klar zu definieren wäre allerdings, welcher Grad an Gewissheit über die Vertretbarkeit der Umweltauswirkungen in einer prospektiven Risikobewertung erreicht sein muss, bevor eine Erstzulassung mit anschließendem Nachzulassungs-Monitoring angemessen ist. Denn eine Zulassung als großangelegtes Freilandexperiment verbietet sich aus ethischen Gründen. Ein weiterer Vorteil eines systematischen Nachzulassungs-Monitorings wäre die kon-

tinuierliche Generierung von Wissen über die grundsätzliche Eignung der aktuellen Bewertungsmodelle bzw. -konzepte für die Erreichung der angestrebten Schutzziele – im Sinne einer „Eichung“ derselben, d.h. der Überprüfung ihrer Protektivität.¹⁰¹

4.3 Empfehlungen zur Verbesserung der Pflanzenschutzmittelanwendung

Die Umweltsicherheit des Pestizidgebrauchs hängt nicht nur von der Verbesserung der Risikobewertung und der Nachzulassungskontrolle ab, sondern in hohem Maße auch von der konkreten Anwendung durch die Landwirte.

Aus- und Weiterbildung der Landwirte

Ein wichtiger Gesichtspunkt in diesem Zusammenhang ist die Aus- und Weiterbildung der Landwirte. Die Lerninhalte des sog. Sachkundenachweises für den Erwerb und die Anwendung von Pestiziden reichen nicht aus, um den Anwendern grundlegendes ökologisches und ökotoxikologisches Wissen für einen möglichst umweltverträglichen Pestizideinsatz zu vermitteln. Notwendig ist eine Überarbeitung der Lerndokumente, damit die Anwender die Vorgaben auf den Beipackzetteln besser beurteilen können und entsprechende Fehlanwendungen vermieden werden. Die Broschüren der Hersteller sind in der Ausbildung an Landwirtschaftsschulen und Universitäten im kritischen Diskurs zu verwenden.

Einführung von Pestizidabgaben, Anreizinstrumente

Da die Pestizidanwendung besondere Kontrollprobleme aufwirft, erscheint der Einsatz von Anreizinstrumenten sinnvoll, um auf eine umweltschonende Pestizidverwendung hinzuwirken. Ein mögliches Anreizinstrument stellt die Erhebung einer Pestizidabgabe oder Pestizidsteuer dar, die von denen, die Pestizide in Verkehr bringen, erhoben würde, also Händlern, Herstellern und Importeuren. Mit einer solchen Abgabe könnten Schutzmaßnahmen und Forschung zu alternativen Pflanzenschutzkonzepten finanziert und ein ökonomischer Anreiz zur

101 Vijver et al. (2017).

Reduzierung des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln geschaffen werden. Andere Länder wie z.B. Dänemark haben damit gute Erfahrungen gemacht,¹⁰² so dass die Einführung eines solchen Instrumentes auch in Deutschland erwogen werden sollte (s. dazu auch einen konkreten Vorschlag aus dem Umweltrecht¹⁰³). Einige Pestizide sind allerdings so günstig geworden, dass Abgaben bei der Entscheidung auch nur geringe Auswirkungen haben könnten.

Spezielle Anreizmechanismen

Darüber hinaus müssten spezielle Anreizmechanismen geschaffen werden. Die bisherige Agrarpolitik trägt in nicht unerheblichem Maße nach wie vor zu negativen Anreizen bei, indem sie auf eine intensive Landwirtschaft setzt.¹⁰⁴ Eine Möglichkeit, dem etwas entgegenzusetzen, bestünde darin, Kollektive wie Landwirte-Verbände in Einzugsgebieten anzusprechen und über diese z.B. „Farmer Field Schools“ zu gründen und für die Ausbildungsdienste zu entlohnen.¹⁰⁵

Auf EU-Ebene ist 2020 die Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP-Reform) geplant, die einen Paradigmenwechsel in der europäischen Agrarpolitik im Einklang mit den Umwelt- und Naturschutzzielen der EU fördern sollte. Ziel muss sein, dass landwirtschaftliche Betriebe Subventionen erhalten, wenn sie konkrete Umwelt- und Naturschutzleistungen erbringen. Diese Leistungen müssen deutlich über die ohnehin geltenden gesetzlichen Mindeststandards hinausgehen und dadurch einen gesellschaftlichen Mehrwert erbringen. Bezogen auf den Pestizideinsatz sollten die gesellschaftlich honorierten Leistungen der Landwirte – im Sinne einer Politikkohärenz – den Zielsetzungen der EU-Richtlinie über die nachhaltige Verwendung von Pestiziden genügen (s. Kapitel 1.2). Gleichzeitig ist durch hinreichend hohe Fördersätze zu gewährleisten, dass diese Leistungen sich für die Betriebe tatsächlich lohnen.

102 Hommel & Deike (2009).

103 Möckel et al. (2015).

104 Sutherland et al. (2010).

105 van den Berg & Jiggins (2007), Schneider et al. (2009).

Gemeinsame Verantwortung

Im Übrigen stimmen wir dem kritischen Agrarbericht 2010 zu, der feststellt: „Einseitige Verantwortungszuweisungen an die Landwirte, auf die der Berufsstand mit Abwehr reagiert, sind keine Lösung: denn deren Pflanzenschutzstrategien sind nicht nur von wirtschaftlichen und agrarpolitischen Rahmenbedingungen beeinflusst, sondern sie gründen auf dem Einfluss vieler Beteiligter. Über die an den Hochschulen ausgebildeten Berater sowie über die organisierten Informationswege nehmen Expertensysteme der ‚klassischen Agrarwissenschaft‘ Einfluss auf die betrieblichen Entscheidungen. Daher muss der Blick geöffnet werden auf alle beteiligten Akteure, um Lösungsansätze für das gemeinsame Ziel ‚weniger Pestizideinsatz‘ zu entwickeln. Gefördert werden müssen vielmehr gemeinsame Lern- und Umsetzungsprozesse, in die alle Beteiligten ihr Wissen und ihre Kompetenz einbringen können.“¹⁰⁶ Dies betrifft auch Alternativen wie z.B. mechanische Unkrautbekämpfung, Änderungen von Routinen oder die pfluglose Bodenbearbeitung.

4.4 Empfehlungen für den Verwaltungsvollzug und die Forschung

Jenseits von Zulassung, Beobachtung in der Nachzulassungsphase und Anwendung von Pestiziden ergibt sich ein weiterer Handlungsbedarf im Bereich des Verwaltungsvollzuges und der Forschung. Im Folgenden werden einige Lösungsvorschläge und auch der damit verbundene Forschungsbedarf für einen umweltverträglichen Umgang mit Pestiziden zusammengefasst.

- 1) *Transparenz von erhobenen Umweltdaten:* In den Datenbanken der Pestizidhersteller sind die Ergebnisse der umfangreichen Umweltuntersuchungen im Rahmen der Zulassungsverfahren gespeichert. Ein großer Teil der Untersuchungen muss auf Anforderung an die verantwortlichen Behörden berichtet werden. Solche Daten sollten für die Forschung zur Umweltrisikobeurteilung zur

¹⁰⁶ Jürgens & Fink-Keßler (2010).

Nutzung offengelegt werden, unterliegen aber bisher dem Geheimhaltungsschutz. Auch Daten unvollständiger, abgebrochener Versuche, die nicht berichtet werden müssen, könnten für die Forschung von Interesse sein. Weitgehende Transparenz könnte geschaffen werden, indem in Zukunft alle Umweltuntersuchungen von Pestiziden vor der Durchführung bei den Behörden angemeldet werden müssten.

- II) *Risikomanagement auf Landschaftsebene*: Rückstände der Substanzen in an die Behandlungsfläche angrenzenden Oberflächen- und natürlichen Gewässern und natürlichen Habitaten sind durch konsequente Einrichtung bewachsener Rand- und Pufferstreifen zu vermindern – so wie auch im Nationalen Aktionsplan Pflanzenschutz (NAP) vorgesehen. Zudem sind in ausgeräumten Intensiv-Agrarlandschaften zusätzliche Maßnahmen zur ökologischen Aufwertung erforderlich (Schaffung von „ökologischer Infrastruktur“ wie z.B. Hecken, Legesteinmauern, Blühstreifen oder extensiver Anbau ohne Pestizideinsatz). Mit solchen Maßnahmen ist eine kompensatorische Minderung der unvermeidbaren direkten und indirekten Pestizideffekte auf die biologische Vielfalt in der Agrarlandschaft möglich.¹⁰⁷
- III) *Mehr Monitoringprogramme*: Es müssen vermehrt die unter 4.2 angesprochenen Messsysteme (Monitoringprogramme) eingeführt werden, um Pestizidbelastungen in Gewässern und im Boden zu erfassen¹⁰⁸ und damit die Pestizidexposition, die mit Modellen abgeschätzt wurde, rückblickend auf ihre Gültigkeit zu überprüfen. Im Bereich des Bodens wird dies bisher nur äußerst selten im Rahmen von Forschungsprojekten durchgeführt.¹⁰⁹ Das Monitoring sollte mit den Akteuren verknüpft werden, z.B. durch eine Beteiligung der Hersteller an der Finanzierung.

107 UBA (2015).

108 Milner & Boyd (2017).

109 Chiaia-Hernández et al. (2017).

- IV) *Reduktion des Pestizideinsatzes – Ausloten von Möglichkeiten und Grenzen:* Im vom Umweltbundesamt veröffentlichten 5-Punkte-Programm¹¹⁰ wird u.a. gefordert, den Einsatz von Pestiziden zu minimieren. Demgegenüber steht die Befürchtung der Hersteller und Anwender, dass dann kein effektiver Schutz der Ackerfrucht mehr möglich ist. Eine Studie auf 150 Weizenfeldern in Westfrankreich zeigte jedoch, dass der Einsatz von Herbiziden ohne wesentliche Folgen für den Ertrag um bis zu 50 Prozent reduziert werden könnte mit gleichzeitig positiven Effekten auf die Biodiversität von Wildkräutern.¹¹¹ Es besteht ein erheblicher Forschungsbedarf, solche Studien zu untermauern und auf andere Wirkstoffe und Agrarlandschaften auszudehnen.
- V) *Stärkere Berücksichtigung subletaler und indirekter Effekte:* Die beschriebenen Fallbeispiele der Neonicotinoide und des Glyphosats haben gezeigt, dass die bisherige regulatorische Praxis der prospektiven Gefährdungsabschätzung zu wenig ökologisch verankert ist. Beispielsweise sind mögliche Pestizideffekte auf das Verhalten von Tieren nicht Teil des abgestuften Zulassungsverfahrens. Unter Realbedingungen sind die Prozesse komplex, weshalb indirekte Effekte in eine Gefährdungsabschätzung mit einbezogen werden müssen, zumindest konzeptionell¹¹² oder über vertiefte Szenarienmodellierung¹¹³.
- VI) *Erweiterung des Artenspektrums:* Vermehrt sollten Auswirkungen von Pestiziden auf bisher nicht berücksichtigte Artengruppen untersucht werden wie z.B. Amphibien, Reptilien und ausgewählte Insektengruppen, unter anderem solche, die als Wildbestäuber wichtig sind.
- VII) *Untersuchung von Stoffmischungen:* Die Ökotoxizität und das Umweltverhalten von Stoffmischungen in der Umwelt (Tankmischun-

110 UBA (2016).

111 Gaba et al. (2016).

112 Gessner & Tilili (2016), McKee & Filser (2016).

113 Filser et al. (2013), Wigger et al. (2015).

gen, Spritzserien) müssen besser untersucht und angemessen in der Umweltprüfung berücksichtigt werden.

- VIII) *Einfluss natürlicher und anthropogener Stressfaktoren*: Der Einfluss von Stressfaktoren wie Temperatur, Niederschlag/Trockenheit, Bodenverdichtung und -versauerung, Konkurrenz durch weniger empfindliche Arten sollte bei Wirkungsuntersuchungen von Pestiziden berücksichtigt werden. Es liegt auf der Hand, dass nicht alle Kombinationen von Stressfaktoren zu erfassen sind und die Komplexität der ökologischen Realität nicht komplett in der prospektiven Risikobewertung abgebildet werden kann, so dass Unsicherheitsfaktoren zur Übertragung der Modellergebnisse auf die Realität auch bei deutlich verbesserter Datenlage weiterhin notwendig sein werden. Die Frage ist hierbei: Welche ist die korrekte Größenordnung für solche Faktoren angesichts der vielen Stressoren? Um hier eine solidere wissenschaftliche Grundlage zu schaffen, braucht es retrospektive Betrachtungen, d.h. Monitoringdaten von bereits auf dem Markt befindlichen Stoffen, mit denen eine „Eichung“ bzw. Validierung der Modellannahmen realisiert werden kann. Für den aquatischen Bereich bestehen bereits Vorhaben des Umweltbundesamtes, Grundlagen für ein wissenschaftlich ausgeprägtes Monitoring der Belastung und der ökologischen Wirkung von Pestiziden zu legen.
- IX) *Untersuchungen in Modell-Einzugsgebieten*: Eine sinnvolle Erweiterung von Umweltuntersuchungen wäre es, zunächst eine begrenzte Anwendung neuer Substanzen in Modell-Einzugsgebieten zuzulassen und dann auf dieser Basis realistischere Expositions- und Effektdaten zu generieren. Eine Infrastruktur dafür besteht in Deutschland z.B. in Form von Demonstrationsbetrieben für den Integrierten Pflanzenschutz. Eine Zusammenführung bestehender institutioneller Aktivitäten in der Umweltüberwachung würde eine Umsetzung ohne größeren zusätzlichen Ressourcenbedarf ermöglichen. So könnten z.B. Versuche zur Versickerung von Pestiziden „auf dem Feld“ in Zusammenarbeit mit Landwirten geplant und unter landwirtschaftlich relevanten Bedingungen durchgeführt werden.

- X) *Einführung eines gestuften Zulassungsverfahrens*: Ebenso sollte in Modellversuchen ein modifiziertes gestuftes Zulassungsverfahren erprobt werden. Denkbar wäre eine frühere, aber bezüglich Zeitraum und Anbaufläche stark beschränkte Zulassung mit Begleit-Monitoring unter Feldbedingungen. Wenn nach einer bestimmten Zeit keine negativen Auswirkungen beobachtet wurden, können das Begleit-Monitoring reduziert und die Zulassung räumlich erweitert, zeitlich verlängert und schließlich großflächig und langfristig ausgesprochen werden. Durch das frühere Inverkehrbringen und ggf. den reduzierten Umfang von aufwändigen Vorab-Testverfahren entstünden erhebliche wirtschaftliche Vorteile zumindest für die Hersteller bei vergleichsweise geringem Umweltrisiko. Die Kosten für das Monitoring sollte der Antragsteller tragen, der das Produkt vermarkten will. Die bei Arzneimitteln etablierte Nach-Zulassungsphase (die sog. Nachmarktkontrolle, Pharmacovigilance) sollte auch für Pestizide (Pesticidovigilance) systematisch strukturiert werden, so dass nach der Einführung des Produkts über längere Zeiträume Daten zu Umwelteffekten und Monitoringdaten gesammelt werden.¹¹⁴
- XI) *Inter- und transdisziplinäre Forschung*: Es fehlt an konsequenter inter- und transdisziplinärer Forschung zwischen den Naturwissenschaften, Gesellschaftswissenschaften und Akteuren in Politik, Behörden, Wirtschaft und Öffentlichkeit, um Ansätze zum umweltverträglichen Umgang mit Pestiziden zu entwickeln.

114 Milner & Boyd (2017).

5. Fazit

Die konventionelle landwirtschaftliche Pflanzenschutzpraxis hat einen Punkt erreicht, an dem wichtige Ökosystemfunktionen und Lebensgrundlagen ernsthaft in Gefahr sind.¹¹⁵ Bisherige Lösungsansätze sind an ihre Grenzen gekommen und es besteht dringender Bedarf zu handeln; Ansätze hierzu wurden in dieser Schrift formuliert. Das kritische Hinterfragen lange akzeptierter Dogmen und Praktiken sowie eine interdisziplinäre Herangehensweise sind hierfür unabdingbar.

Insgesamt müssen die vielfältigen Umweltbelastungen durch Pestizide im größeren Rahmen der europäischen Agrar- und Chemikalienpolitik gesehen und behandelt werden. In beiden Bereichen ist grundsätzliches Umdenken erforderlich. Auch globale Aspekte müssen berücksichtigt werden, z.B. bei den in großen Mengen importierten Soja-Futtermitteln, deren Produktion nicht den hiesigen Regularien entspricht und Belastungen mit problematischen und hierzulande verbotenen Pestiziden in unbekannter Höhe mit sich bringen kann. Die intensive, konventionelle Landwirtschaft lässt sich in der heutigen Form aus vielen Gründen nicht langfristig fortführen; ihre Umweltbelastungen (z.B. Nitratbelastung des Grundwassers, Habitatverlust für Vögel und Insekten, Bodenverdichtung, Verlust der biologischen Vielfalt einschließlich der Diversität von Fruchtpflanzen) sind zu hoch und dennoch ist der wirtschaftliche Ertrag für viele Landwirte zu niedrig. Die Pestizidproblematik muss als ein wichtiger Aspekt dieses systemischen Problems und seiner Lösungen gesehen werden.

Die Chemikalienproblematik gestaltet sich ähnlich, geht aber insgesamt über die Pestizidproblematik hinaus. Auch das Zulassungsverfahren für Chemikalien erfordert – trotz der Einführung von REACH¹¹⁶ – ein

115 Sánchez-Bayo & Tennekes (2017).

116 REACH ist eine Verordnung der Europäischen Union, um den Schutz der menschlichen Gesundheit und der Umwelt vor den Risiken, die durch Chemikalien entstehen können, zu verbessern und zugleich die Wettbewerbsfähigkeit der chemischen Industrie in der EU zu erhöhen. Darüber hinaus fördert sie Alternativmethoden zur Ermittlung schädlicher Wirkungen von Stoffen, um die Anzahl von Tierversuchen zu verringern.

Umdenken. Zentral ist, dass Pestizide im Zusammenhang mit der Anwesenheit vieler anderer Substanzen, denen Mensch und Umwelt ausgesetzt sind (Pharmazeutika, Biozide, Düngemittel, Industriechemikalien), betrachtet werden müssen. Die Kombinationswirkungen mehrerer Substanzen, die gleichzeitig oder auch nacheinander auf einen Organismus einwirken, wie dies in Tankmischungen oder durch sequenzielle Anwendungen (Spritzserien) erfolgt, werden in der Risikobewertung systematisch ausgeblendet. Dadurch werden die Risiken durch Chemikalien systematisch unterschätzt.

Wir sind der Überzeugung, dass die hier aufgezeigten Erkenntnisse über unerwünschte Wirkungen von Pestiziden eine maßgebliche Bedeutung für die Zulassungsentscheidung und für die Anwendung von Pestiziden haben müssen und dass die kontinuierliche wissenschaftliche Beobachtung der Wirkungen von Pestiziden effektiv in das Kontrollsystem einzuspeisen ist. Dies bedeutet, dass das Kontrollsystem auch nach der Zulassungsphase konsequent zur Generierung weiteren Risikowissens anhalten muss.

Es sollte im Interesse aller sein, Anbau- und Pflanzenschutzstrategien zu erarbeiten, die langfristig ausreichende Erträge gewährleisten, ohne dabei die Umwelt nachhaltig zu schädigen. Wesentliche Grundlagen hierfür bieten u.a. ein konsequenter integrierter und ökologischer Pflanzenbau – d.h. Pestizideinsatz nur als *ultima ratio*, eine standortgerechte Frucht- und Sortenwahl, die Zucht von konkurrenzstarken und gegen Schaderreger resistenten Sorten und ein möglichst maßvoller Einsatz möglichst spezifischer, wenig persistenter Agrochemikalien. Wir plädieren zu diesem Zweck entschieden für einen partizipativen Ansatz mit allen betroffenen Akteuren. Basis der Verhandlungen sollten gemeinsame Werte sein, insbesondere langfristig sauberes Trinkwasser, Nahrungsmittelsicherheit und eine vielfältige, artenreiche und ästhetisch ansprechende Umwelt.

Insgesamt halten wir fest, dass es bei Weitem unzureichend wäre, die Pestizidproblematik mit punktuellen, spezifischen Maßnahmen anzugehen, da sie eng mit verschiedenen anderen Faktoren gekoppelt und daher schwerer zu bearbeiten und zu lösen ist als isolierte Probleme. Deshalb ist es dringend geboten, die Pestizidproblematik als systemisches Problem zu sehen und zu behandeln. Andernfalls werden sich Entwicklungen wie Insektenschwund, Aussterben von Vogelarten,

Grundwasser- und Bodenbelastung durch Pestizidrückstände etc. weiter verschärfen. Neben spezifischen und lokalen Maßnahmen müssen in der europäischen Agrar- und Chemikalienpolitik unbedingt neue Perspektiven gefunden werden.

6. Anhang

6.1 Autorinnen und Autoren

Prof. Dr. Andreas Schäffer	Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule Aachen, Mitglied der Wissenschaftlichen Kommission Umwelt der Leopoldina
Prof. Dr. Juliane Filser	Universität Bremen
Dr. Tobias Frische	Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau
Prof. Dr. Mark Gessner	Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB), Berlin
Prof. Dr. Wolfgang Köck	Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Leipzig
PD Dr. Werner Kratz	Freie Universität Berlin
Prof. Dr. Matthias Liess	Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Leipzig
Prof. Dr. Ernst-August Nuppenau	Universität Gießen
Dr. Martina Roß-Nickoll	Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule Aachen
Prof. Dr. Ralf Schäfer	Universität Koblenz-Landau
Prof. Dr. Martin Scheringer	Masaryk University, Brno, Tschechien

Das vorliegende Diskussionspapier entstand auf Initiative der Wissenschaftlichen Kommission Umwelt der Leopoldina;

Sprecher: Prof. Dr. Detlev Drenckhahn ML.

6.2 Programm des Workshops

Umweltrisikobewertung von Chemikalien

23.–24. März 2017

Veranstaltungsort:

Nationale Akademie der Wissenschaften Leopoldina, Halle

23. März 2017

Begrüßung und Einführung in die Veranstaltung

Andreas Schäffer

Die Wirkung von Chemikalien auf die Umwelt: Was wissen wir?

Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf Süßwasser-Ökosysteme

Ralf B. Schäfer

Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf terrestrische Systeme

Juliane Filser

Mechanistische Effektanalyse als Grundlage für die Vorhersage von Pestizidwirkungen auf aquatische Lebensgemeinschaften in der Landschaft

Matthias Liess

Wirkungen, Interaktionen und Pfade von Umweltchemikalien in der Umwelt

Rolf Altenburger

Prospektive Umweltrisikobewertung von Pflanzenschutzmitteln im europäischen Zulassungsverfahren – eine (selbst-)kritische Analyse

Tobias Frische

24. März 2017

Verordnung zur Modernisierung von Schweizer Kläranlagen zur Entfernung von Mikroverunreinigungen

Janet Hering

Expositionsabschätzung

Bernd Stein

Schlussdiskussion

Moderation: Andreas Schäffer

6.3 Teilnehmerinnen und Teilnehmer des Workshops

Prof. Dr. Rolf Altenburger	Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Leipzig
Dr. Christian Anton	Nationale Akademie der Wissenschaften Leopoldina, Halle (Saale)
Prof. Dr. Detlev Drenckhahn	Universität Würzburg
Prof. Dr. Juliane Filser	Universität Bremen
Dr. Tobias Frische	Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau
Prof. Dr. Mark Gessner	Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB), Berlin
Dr. Maximilian Hempel	Deutsche Bundesstiftung Umwelt, Osnabrück
Prof. Dr. Janet Hering	Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (Eawag), Schweiz
Prof. Dr. Wolfgang Köck	Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Leipzig
PD Dr. Werner Kratz	Freie Universität Berlin
Prof. Dr. Matthias Liess	Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Leipzig
Prof. Dr. Ernst-August Nuppenau	Universität Gießen
Dr. Martina Roß-Nickoll	Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule Aachen
Prof. Dr. Ralf Schäfer	Universität Koblenz-Landau
Prof. Dr. Andreas Schäffer	Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule Aachen
Prof. Dr. Martin Scheringer	Masaryk University, Brno, Tschechien
Dr. Bernd Stein	Bundesinstitut für Risikobewertung, Berlin
Dr. Henning Steinicke	Nationale Akademie der Wissenschaften Leopoldina, Halle (Saale)

Literatur

Alexander AC, Culp JM, Baird DJ, Cessna AJ. Nutrient-insecticide interactions decouple density-dependent predation pressure in aquatic insects. *Freshwater Biology* 2016; 61: 2090-2101.

Ashauer R, Boxall ABA, Brown CD. Modeling combined effects of pulsed exposure to carbaryl and chlorpyrifos on *Gammarus pulex*. *Environmental Science & Technology* 2007; 41: 5535-5541.

Bai SH, Ogbourne SM. Glyphosate: environmental contamination, toxicity and potential risks to human health via food contamination. *Environmental Science and Pollution Research* 2016; 23: 18988-19001.

Beketov MA, Kefford BJ, Schaefer RB, Liess M. Pesticides reduce regional biodiversity of stream invertebrates. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 2013; 110: 11039-11043.

Bento CPM, Yang XM, Gort G, Xue S, van Dam R, Zomer P, et al. Persistence of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in loess soil under different combinations of temperature, soil moisture and light/darkness. *Science of the Total Environment* 2016; 572: 301-311.

Bereswill R, Streloke M, Schulz R. Risk mitigation measures for diffuse pesticide entry into aquatic ecosystems: Proposal of a guide to identify appropriate measures on a catchment scale. *Integrated Environmental Assessment and Management* 2014; 10: 286-298.

Bernhardt ES, Rosi EJ, Gessner MO. Synthetic chemicals as agents of global change. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2017; 15: 84-90.

Biesmeijer JC, Roberts SPM, Reemer M, Ohlemuller R, Edwards M, Peeters T, et al. Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science* 2006; 313: 351-354.

- BMUB Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt, 2007.
- BMUB Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, UBA Umweltbundesamt. Umweltbewusstsein in Deutschland 2016 – Ergebnisse einer repräsentativen Bevölkerungsumfrage. 2017. Verfügbar unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/376/publikationen/umweltbewusstsein_deutschland_2016_bf.pdf (aufgerufen am 22. Februar 2018).
- Bohan DA, Boffey CWH, Brooks DR, Clark SJ, Dewar AM, Firkbank LG, et al. Effects on weed and invertebrate abundance and diversity of herbicide management in genetically modified herbicide-tolerant winter-sown oilseed rape. *Proceedings of the Royal Society B – Biological Sciences* 2005; 272: 463-474.
- Bonmatin JM, Giorio C, Girolami V, Goulson D, Kreuzweiser DP, Krupke C, et al. Environmental fate and exposure; neonicotinoids and fipronil. *Environmental Science and Pollution Research* 2015; 22: 35-67.
- Bonny S. Herbicide-tolerant transgenic soybean over 15 years of cultivation: pesticide use, weed resistance, and some economic issues. The case of the USA. *Sustainability* 2011; 3: 1302-1322.
- Breckling B, Verhoeven R. Large-area effects of GM-Crop Cultivation. *Proceedings of the Second GMLS-Conference 2010 in Bremen. Theorie in der Ökologie*, Peter Lang, Frankfurt am Main 2010.
- Brühl CA, Schmidt T, Pieper S, Alscher A. Terrestrial pesticide exposure of amphibians: An underestimated cause of global decline? *Scientific Reports* 2013; 3.
- Budge GE, Garthwaite D, Crowe A, Boatman ND, Delaplane KS, Brown MA, et al. Evidence for pollinator cost and farming benefits of neonicotinoid seed coatings on oilseed rape. *Scientific Reports* 2015; 5.
- BMELV Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. Bekanntmachung des Nationalen Aktionsplans zu nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln. *Bundesanzeiger*, 15. Mai 2013.

- BVL Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit. Tankmischungen im Zulassungsverfahren für Pflanzenschutzmittel, 2015. Verfügbar unter: https://www.bvl.bund.de/SharedDocs/Downloads/04_Pflanzenschutzmittel/Tankmischungen.html (aufgerufen am 22. Februar 2018).
- BVL Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit. Liste der zugelassenen Pflanzenschutzmittel in Deutschland, 2017. Verfügbar unter: http://www.bvl.bund.de/SharedDocs/Downloads/04_Pflanzenschutzmittel/psm_uebersichtsliste.pdf;jsessionid=C6B3C429EC0AC0286883E4DB611ED8C5.1_cid350?__blob=publicationFile&v=36 (aufgerufen am 22. Februar 2018).
- Campiche S, L'Arnbert G, Tarradellas J, Becker-van Slooten K. Multigeneration effects of insect growth regulators on the springtail *Folsomia candida*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 2007; 67: 180-189.
- Cardinale BJ, Duffy JE, Gonzalez A, Hooper DU, Perrings C, Venail P, et al. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 2012; 486: 59-67.
- Carson R. *Silent Spring*: Houghton Mifflin, New York 1962.
- Ceballos G, Ehrlich PR, Dirzo R. Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 2017; 114: E6089-E6096.
- Chen HJ, Grieneisen ML, Zhang MH. Predicting pesticide removal efficacy of vegetated filter strips: A meta-regression analysis. *Science of the Total Environment* 2016; 548: 122-130.
- Chiaia-Hernández AC, Keller A, Waechter D, Steinlin C, Camenzuli L, Hollender J, et al. Long-term Persistence of Pesticides and TPs in Archived Agricultural Soil Samples and Comparison with Pesticide Application. *Environmental Science & Technology* 2017; 51: 1-22.
- Club of Rome. *The Limits to Growth. Die Grenzen des Wachstums. Bericht zur Lage der Menschheit*. Deutsche Verlags-Anstalt, Stuttgart 1972.
- Dervilly-Pinel G, Guerin T, Minvielle B, Travel A, Normand J, Bourin M, et al. Micropollutants and chemical residues in organic and conventional meat. *Food Chemistry* 2017; 232: 218-228.

- Dirzo R, Young HS, Galetti M, Ceballos G, Isaac NJB, Collen B. Defaunation in the Anthropocene. *Science* 2014; 345: 401-406.
- EASAC European Academies Science Advisory Council. Ecosystem services, agriculture and neonicotinoids, 2015.
- EEA European Environment Agency. Late lessons from early warnings: science, precaution, innovation. Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2013.
- EFSA European Food Safety Authority. Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance glyphosate. *EFSA Journal* 2015; 13: 1-107.
- EU. 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, 2009a.
- EU. Verordnung (EG) Nr. 1107/2009 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21. Oktober 2009 über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln, 2009b.
- European Commission. EU Pesticides Database. Verfügbar unter: <http://ec.europa.eu/food/plant/pesticides/eu-pesticides-database/public/?event=activesubstance.selection&language=EN> (aufgerufen am 22. Februar 2018).
- Eurostat. Pesticide sales statistics (2016). Verfügbar unter: http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Pesticide_sales_statistics (aufgerufen am 22. Februar 2018).
- Filser J, Arndt D, Baumann J, Geppert M, Hackmann S, Luther EM, et al. Intrinsically green iron oxide nanoparticles? From synthesis via (eco-) toxicology to scenario modelling. *Nanoscale* 2013; 5: 1034-1046.
- Filser J, Fromm H, Nagel RF, Winter K. Effects of previous intensive agricultural management on microorganisms and the biodiversity of soil fauna. *Plant and Soil* 1995; 170: 123-129.
- Firbank LG, Heard MS, Woiod IP, Hawes C, Houghton AJ, Champion GT, et al. An introduction to the Farm-Scale Evaluations of genetically modified herbicide-tolerant crops. *Journal of Applied Ecology* 2003; 40: 2-16.

- Frampton GK, Jansch S, Scott-Fordsmand JJ, Rombke J, Van den Brink PJ. Effects of pesticides on soil invertebrates in laboratory studies: A review and analysis using species sensitivity distributions. *Environmental Toxicology and Chemistry* 2006; 25: 2480-2489.
- Frische T, Matezki S, Wogram J. Environmental risk assessment of pesticide mixtures under regulation 1107/2009/EC – a regulatory review by the German Federal Environment Agency (UBA). *Journal für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit* 2014; 9: 377-389.
- Gaba S, Gabriel E, Chadœuf J, Bonneau F, Bretagnolle V. Herbicides do not ensure for higher wheat yield, but eliminate rare plant species. *Scientific Reports* 2016; 6: 1-10.
- Gagnon P, Sheedy C, Rousseau AN, Bourgeois G, Chouinard G. Integrated assessment of climate change impact on surface runoff contamination by pesticides. *Integrated Environmental Assessment and Management* 2016; 12: 559-571.
- Gardeström J, Ermold M, Goedkoop W, McKie BG. Disturbance history influences stressor impacts: effects of a fungicide and nutrients on microbial diversity and litter decomposition. *Freshwater Biology* 2016; 61: 2171-2184.
- Geiger F, Bengtsson J, Berendse F, Weisser WW, Emmerson M, Morales MB, et al. Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology* 2010; 11: 97-105.
- Geng SM, Yan DH, Zhang TX, Weng BS, Zhang ZB, Qin TL. Effects of drought stress on agriculture soil. *Natural Hazards* 2015; 75: 1997-2011.
- Gessner MO, Tlili A. Fostering integration of freshwater ecology with ecotoxicology. *Freshwater Biology* 2016; 61: 1991-2001.
- Glorennec P, Serrano T, Fravallo M, Warembourg C, Monfort C, Cordier S, et al. Determinants of children's exposure to pyrethroid insecticides in western France. *Environment International* 2017; 104: 76-82.

- Goncalves C, Alpendurada MF. Assessment of pesticide contamination in soil samples from an intensive horticulture area, using ultrasonic extraction and gas chromatography-mass spectrometry. *Talanta* 2005; 65: 1179-1189.
- Goulson D. Review: An overview of the environmental risks posed by neonicotinoid insecticides. *Journal of Applied Ecology* 2013; 50: 977-987.
- Goulson D. Neonicotinoids impact bumblebee colony fitness in the field; a reanalysis of the UK's Food & Environment Research Agency 2012 experiment. *Peerj* 2015; 3.
- Grandjean P, Bellanger M. Calculation of the disease burden associated with environmental chemical exposures: application of toxicological information in health economic estimation. *Environmental Health Perspectives* 2017; 16: 1-13.
- Hahn M, Schotthofer A, Schmitz J, Franke LA, Bruhl CA. The effects of agrochemicals on Lepidoptera, with a focus on moths, and their pollination service in field margin habitats. *Agriculture Ecosystems & Environment* 2015; 207: 153-162.
- Hallmann CA, Foppen RPB, van Turnhout CAM, de Kroon H, Jongejans E. Declines in insectivorous birds are associated with high neonicotinoid concentrations. *Nature* 2014; 511: 341-343.
- Hallmann CA, Sorg M, Jongejans E, Siepel H, Hofland N, Schwan H, et al. More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PloS One* 2017; 12: 1-21.
- Halstead NT, McMahon TA, Johnson SA, Raffel TR, Romansic JM, Crumrine PW, et al. Community ecology theory predicts the effects of agrochemical mixtures on aquatic biodiversity and ecosystem properties. *Ecology Letters* 2014; 17: 932-941.
- Heard MS, Hawes C, Champion GT, Clark SJ, Firbank LG, Houghton AJ, et al. Weeds in fields with contrasting conventional and genetically modified herbicide-tolerant crops. II. Effects on individual species. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B – Biological Sciences* 2003a; 358: 1833-1846.

- Heard MS, Hawes C, Champion GT, Clark SJ, Firbank LG, Haughton AJ, et al. Weeds in fields with contrasting conventional and genetically modified herbicide-tolerant crops. I. Effects on abundance and diversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B – Biological Sciences* 2003b; 358: 1819-1832.
- Hommel B, Deike S. Dänemark ist kein Vorbild. *DLG-Mitteilungen* 2009; 6: 54-57.
- Hooper DU, Adair EC, Cardinale BJ, Byrnes JEK, Hungate BA, Matulich KL, et al. A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. *Nature* 2012; 486: 105-108.
- Huseth AS, Groves RL. Environmental Fate of Soil Applied Neonicotinoid Insecticides in an Irrigated Potato Agroecosystem. *PloS One* 2014; 9.
- ipbes. Intergovernmental science-policy platform on biodiversity and ecosystem services. 2017. Verfügbar unter: <https://www.ipbes.net> (aufgerufen am 23. Februar 2018).
- Jablonowski ND, Schaffer A, Burauel P. Still present after all these years: persistence plus potential toxicity raise questions about the use of atrazine. *Environmental Science and Pollution Research* 2011; 18: 328-331.
- Jahn T, Hötter H, Oppermann R, Bleil R, Vele L. Protection of biodiversity of free living birds and mammals in respect of the effects of pesticides. *UBA-Texte* 2014; 30.
- Jürgens K, Fink-Keßler A. Der kritische Agrarbericht 2010. Verfügbar unter: <http://www.kritischer-agrarbericht.de/fileadmin/Daten-KAB/KAB-2010/Juergens.pdf> (aufgerufen am 22. Februar 2018).
- Kaestner M, Nowak KM, Miltner A, Trapp S, Schaeffer A. Classification and Modelling of Nonextractable Residue (NER) Formation of Xenobiotics in Soil – A Synthesis. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 2014; 44: 2107-2171.
- Kattwinkel M, Kuehne J-V, Foit K, Liess M. Climate change, agricultural insecticide exposure, and risk for freshwater communities. *Ecological Applications* 2011; 21: 2068-2081.

- Klein S, Cabirol A, Devaud JM, Barron AB, Lihoreau M. Why Bees Are So Vulnerable to Environmental Stressors. *Trends in Ecology & Evolution* 2017; 32: 268-278.
- Knaebel A, Stehle S, Schaefer RB, Schulz R. Regulatory FOCUS Surface Water Models Fail to Predict Insecticide Concentrations in the Field. *Environmental Science & Technology* 2012; 46: 8397-8404.
- Köck W. Rechtliche Strategien zur Bewältigung von Risiken im Stoffrecht. *Perspektiven des Stoffrechts, Umwelt- und Technikrecht.* 114, 2012, pp. 21-69.
- Koehler H-R, Triebkorn R. Wildlife Ecotoxicology of Pesticides: Can We Track Effects to the Population Level and Beyond? *Science* 2013; 341: 759-765.
- Laitinen P, Siimes K, Eronen L, Ramo S, Welling L, Oinonen S, et al. Fate of the herbicides glyphosate, glufosinate-ammonium, phenmedipham, ethofumesate and metamitron in two Finnish arable soils. *Pest Management Science* 2006; 62: 473-491.
- Legrand A, Gaucherel C, Baudry J, Meynard JM. Long-term effects of organic, conventional, and integrated crop systems on Carabids. *Agronomy for Sustainable Development* 2011; 31: 515-524.
- Liess M, Brown C, Dohmen P, Duquesne S, Hart A, Heimbach F, et al. Effects of pesticides in the field. *Workshop Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) 2005:* 1-136.
- Liess M, Foit K, Becker A, Hassold E, Dolciotti I, Kattwinkel M, et al. Cummulation of Low-Dose Pesticide Effects. *Environmental Science & Technology* 2013; 47: 8862-8868.
- Liess M, Foit K, Knillmann S, Schafer RB, Liess HD. Predicting the synergy of multiple stress effects. *Scientific Reports* 2016; 6.
- Liess M, Schäfer R, Schriever C. The footprint of pesticide stress in communities – Species traits reveal community effects of toxicants. *Science of the Total Environment* 2008; 406: 484-490.
- Liess M, von der Ohe PC. Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams. *Environmental Toxicology and Chemistry* 2005; 24: 954-965.

- Malaj E, von der Ohe PC, Grote M, Kuhne R, Mondy CP, Usseglio-Polatera P, et al. Organic chemicals jeopardize the health of freshwater ecosystems on the continental scale. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 2014; 111: 9549-9554.
- Masia A, Vasquez K, Campo J, Pico Y. Assessment of two extraction methods to determine pesticides in soils, sediments and sludges. Application to the Turia River Basin. *Journal of Chromatography A* 2015; 1378: 19-31.
- McKee MS, Filser J. Impacts of metal-based engineered nanomaterials on soil communities. *Environmental Science-Nano* 2016; 3: 506-533.
- Milner AM, Boyd IL. Toward pesticidovigilance – Can lessons from pharmaceutical monitoring help to improve pesticide regulation? *Science* 2017; 357: 1232-1234.
- Möckel S, Gawel E, Kästner M, Liess M, Knillmann S, Bretschneider W. Einführung einer Abgabe auf Pflanzenschutzmittel in Deutschland. Duncker & Humblot, Berlin, 2015.
- Möckel S, Köck W, Rutz C, Schramek J. Rechtliche und andere Instrumente für vermehrten Umweltschutz in der Landwirtschaft. UBA-Texte 2014; 42.
- Mogren CL, Lundgren JG. Neonicotinoid-contaminated pollinator strips adjacent to cropland reduce honey bee nutritional status. *Scientific Reports* 2016; 6.
- Morrissey CA, Mineau P, Devries JH, Sanchez-Bayo F, Liess M, Cavallaro MC, et al. Neonicotinoid contamination of global surface waters and associated risk to aquatic invertebrates: A review. *Environment International* 2015; 74: 291-303.
- Moschet C, Wittmer I, Simovic J, Junghans M, Piazzoli A, Singer H, et al. How a Complete Pesticide Screening Changes the Assessment of Surface Water Quality. *Environmental Science & Technology* 2014; 48: 5423-5432.

- Münze R, Hannemann C, Orlinskiy P, Gunold R, Paschke A, Foit K, et al. Pesticides from wastewater treatment plant effluents affect invertebrate communities. *Science of the Total Environment* 2017; 599-600: 387-399.
- Neitsch J, Schwack W, Weller P. How do modern pesticide treatments influence the mobility of old incurred DDT contaminations in agricultural soils? *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 2016; 64: 7445-7451.
- Newbold T, Hudson LN, Arnell AP, Contu S, De Palma A, Ferrier S, et al. Has land use pushed terrestrial biodiversity beyond the planetary boundary? A global assessment. *Science* 2016; 353: 288-291.
- Ottermanns R, Ratte HT, Roß-Nickoll M. Darstellung maskierter Nutzungseffekte auf naturraumspezifische Artengemeinschaften grasiger Feldraine mithilfe von Restvarianzmustern. *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung* 2010; 22: 20-35.
- Otto S, Pappalardo SE, Cardinali A, Masin R, Zanin G, Borin M. Vegetated ditches for the mitigation of pesticides runoff in the Po Valley. *PLoS One* 2016; 11.
- Patra RW, Chapman JC, Lim RP, Gehrke PC, Sunderam RM. Interactions between water temperature and contaminant toxicity to freshwater fish. *Environmental Toxicology and Chemistry* 2015; 34: 1809-1817.
- Persson LM, Breitholtz M, Cousins IT, de Wit CA, MacLeod M, McLachlan MS. Confronting unknown planetary boundary threats from chemical pollution. *Environmental Science & Technology* 2013; 47: 12619-12622.
- Pisa LW, Amaral-Rogers V, Belzunces LP, Bonmatin JM, Downs CA, Goulson D, et al. Effects of neonicotinoids and fipronil on non-target invertebrates. *Environmental Science and Pollution Research* 2015; 22: 68-102.
- Pflanzenschutzgesetz 2012 – Gesetz zum Schutz der Kulturpflanzen (PflSchG) vom 06.02.2012.
- Raabe W. *Pfisters Mühle: Philipp Reclam Junior, Leipzig, 1884.*

- Reetz JE, Schulz W, Seitz W, Spitzler M, Zuehlke S, Armbruster W, et al. Uptake of neonicotinoid insecticides by water-foraging honey bees (hymenoptera: apidae) through guttation fluid of winter oilseed rape. *Journal of Economic Entomology* 2016; 109: 31-40.
- Rockström J, Steffen W, Noone K, Persson A, Chapin FS, Lambin EF, et al. A safe operating space for humanity. *Nature* 2009; 461: 472-475.
- Roß-Nickoll M, Lennartz G, Fürste A, Mause R, Ottermanns R, Schäfer S, et al. Die Arthropodenfauna von Nichtzielflächen und die Konsequenzen für die Bewertung der Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf den terrestrischen Bereich des Naturhaushaltes. Umweltbundesamt, Forschungsbericht 200 63 403, 2004.
- Roßberg D, Harzer U. Erhebungen zur Anwendung von Pflanzenschutzmitteln im Apfelanbau. *Journal für Kulturpflanzen* 2015; 67: 85-91.
- Rundlof M, Andersson GKS, Bommarco R, Fries I, Hederstrom V, Herbertsson L, et al. Seed coating with a neonicotinoid insecticide negatively affects wild bees. *Nature* 2015; 521: 77-80.
- Sachverständigenrat für Umweltfragen. Impulse für eine integrative Umweltpolitik. Kapitel 6: Verbesserter Schutz der Biodiversität vor Pestiziden. Eigenverlag, Berlin, 2016.
- Sánchez-Bayo F, Tennekes HA. Assessment of ecological risks of agrochemicals requires a new framework. *Environmentatl Risk Assessment and Remediation* 2017; 1: 20-28.
- Sanchez-Gonzalez S, Pose-Juan E, Herrero-Hernandez E, Alvarez-Martin A, Sanchez-Martin MJ, Rodriguez-Cruz S. Pesticide residues in groundwaters and soils of agricultural areas in the Agueda River Basin from Spain and Portugal. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* 2013; 93: 1585-1601.
- Schaeffer A, Amelung W, Hollert H, Kaestner M, Kandeler E, Kruse J, et al. The impact of chemical pollution on the resilience of soils under multiple stresses: A conceptual framework for future research. *Science of the Total Environment* 2016; 568: 1076-1085.

- Schäfer RB, van den Brink PJ, Liess M. Impacts of pesticides on freshwater ecosystems. In: Sanchez-Bayo F, van den Brink P, Mann RM, editors. *Ecological Impacts of Toxic Chemicals*. Bentham, Bussum, 2011, 111-137.
- Schäfer RB, von der Ohe PC, Rasmussen J, Kefford BJ, Beketov MA, Schulz R, et al. Thresholds for the Effects of Pesticides on Invertebrate Communities and Leaf Breakdown in Stream Ecosystems. *Environmental Science & Technology* 2012; 46: 5134-5142.
- Scheringer M. Environmental chemistry and ecotoxicology: in greater demand than ever. *Environmental Sciences Europe* 2017; 29: 1-5.
- Schmitz J, Hahn M, Bruhl CA. Agrochemicals in field margins – An experimental field study to assess the impacts of pesticides and fertilizers on a natural plant community. *Agriculture Ecosystems & Environment* 2014; 193: 60-69.
- Schneider F, Fry P, Ledermann T, Rist S. Social Learning Processes in Swiss Soil Protection – The ‘From Farmer-To Farmer’ Project. *Human Ecology* 2009; 37: 475-489.
- Schütte G, Eckerstorfer M, Rastelli V, Reichenbecher W, Restrepo-Vassalli S, Ruohonen-Lehto M, et al. Herbicide resistance and biodiversity: agronomic and environmental aspects of genetically modified herbicide-resistant plants. *Environmental Science Europe* 2017; 29: 1-12.
- Sexton SE, Lei Z, Zilberman D. The Economics of Pesticides and Pest Control. *International Review of Environmental and Resource Economics* 2007; 1: 271-326.
- Squire GR, Brooks DR, Bohan DA, Champion GT, Daniels RE, Houghton AJ, et al. On the rationale and interpretation of the Farm Scale Evaluations of genetically modified herbicide-tolerant crops. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B – Biological Sciences* 2003; 358: 1779-1799.
- Squire GR, Hawes C, Begg GS, Young MW. Cumulative impact of GM herbicide-tolerant cropping on arable plants assessed through species-based and functional taxonomies. *Environmental Science and Pollution Research* 2009; 16: 85-94.

- Stanley DA, Russell AL, Morrison SJ, Rogers C, Raine NE. Investigating the impacts of field-realistic exposure to a neonicotinoid pesticide on bumblebee foraging, homing ability and colony growth. *Journal of Applied Ecology* 2016; 53: 1440-1449.
- Steffen W, Richardson K, Rockstrom J, Cornell SE, Fetzer I, Bennett EM, et al. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science* 2015; 347.
- Stehle S, Knaebel A, Schulz R. Probabilistic risk assessment of insecticide concentrations in agricultural surface waters: a critical appraisal. *Environmental Monitoring and Assessment* 2013; 185: 6295-6310.
- Stehle S, Schulz R. Agricultural insecticides threaten surface waters at the global scale. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 2015; 112: 5750-5755.
- Sudfeldt C, Dröschmeister R, Frederking W, Gedeon K, Gerlach B, Grüneberg C, et al. Vögel in Deutschland – 2013. DDA, BfN, LAG VSW, Münster, 2013.
- Sutherland WJ, Albon SD, Allison H, Armstrong-Brown S, Bailey MJ, Brereton T, et al. The identification of priority policy options for UK nature conservation. *Journal of Applied Ecology* 2010; 47: 955-965.
- Swarcewicz MK, Gregorczyk A. The effects of pesticide mixtures on degradation of pendimethalin in soils. *Environmental Monitoring and Assessment* 2012; 184: 3077-3084.
- UBA Umweltbundesamt. Umweltbelastende Stoffeinträge aus der Landwirtschaft – Möglichkeiten und Maßnahmen zu ihrer Minderung in der konventionellen Landwirtschaft und im ökologischen Landbau, 2015.
- UBA Umweltbundesamt. 5-Punkte-Programm für einen nachhaltigen Pflanzenschutz, 2016.
- UBA Umweltbundesamt. Pflanzenschutzmittelverwendung in der Landwirtschaft, 2017.
- UNHRC United Nations Human Rights Council. Report of the Special Rapporteur on the right to food, 24 January 2017, A/HRC/34/48. Verfügbar unter: <http://www.refworld.org/docid/58ad94584.html> (aufgerufen am 22. Februar 2018).

- Van den Berg H, Jiggins J. Investing in farmers – The impacts of farmer field schools in relation to integrated pest management. *World Development* 2007; 35: 663-686.
- van Gestel CA, Silva CDE, Lam T, Koekkoek JC, Lamoree MH, Verweij RA. Multigeneration toxicity of imidacloprid and thiacloprid to *Folsomia candida*. *Ecotoxicology* 2017; 26: 320-328.
- Vijver MG, Hunting ER, Nederstigt TAP, Tamis WLM, van den Brink PJ, van Bodegom PM. Postregistration Monitoring of Pesticides is Urgently Required to Protect Ecosystems. *Environmental Toxicology and Chemistry* 2017; 36: 860-865.
- Vogel G. Where have all the insects gone? *Science* 2017; 356: 576-579.
- Vonberg D, Hofmann D, Vanderborght J, Lelickens A, Koppchen S, Putz T, et al. Atrazine Soil Core Residue Analysis from an Agricultural Field 21 Years after Its Ban. *Journal of Environmental Quality* 2014a; 43: 1450-1459.
- Vonberg D, Vanderborght J, Cremer N, Putz T, Herbst M, Vereecken H. 20 years of long-term atrazine monitoring in a shallow aquifer in western Germany. *Water Research* 2014b; 50: 294-306.
- Weissteiner CJ, Pistocchi A, Marinov D, Bouraoui F, Sala S. An indicator to map diffuse chemical river pollution considering buffer capacity of riparian vegetation – A pan-European case study on pesticides. *Science of the Total Environment* 2014; 484: 64-73.
- Wigger H, Hackmann S, Zimmermann T, Koser J, Thoming J, von Gleich A. Influences of use activities and waste management on environmental releases of engineered nanomaterials. *Science of the Total Environment* 2015; 535: 160-171.
- Woodcock BA, Isaac NJB, Bullock JM, Roy DB, Garthwaite DG, Crowe A, et al. Impacts of neonicotinoid use on long-term population changes in wild bees in England. *Nature Communications* 2016; 7: 1245.

Weitere Veröffentlichungen aus der Reihe „Leopoldina Diskussion“

Nr. 15: Ärztliches Handeln – Erwartungen und Selbstverständnis – 2017

Nr. 14: Zukunftsfragen für die Forschung in der Kinder- und Jugendmedizin in Deutschland – 2017

Nr. 13: Ein Fortpflanzungsmedizingesetz für Deutschland – 2017

Nr. 12: Antibiotika-Forschung: 5 Jahre danach. Was hat sich getan, was bleibt zu tun? – 2017

Nr. 11: Nachhaltige Zeitenwende? Die Agenda 2030 als Herausforderung für Wissenschaft und Politik – Dokumentation des Leopoldina-Symposiums vom 18. Oktober 2016 in Berlin – 2017

Nr. 10: Ethische und rechtliche Beurteilung des genome editing in der Forschung an humanen Zellen – 2017

Nr. 9: Gutes Leben oder gute Gesellschaft? – 2017

Nr. 8: Tiefe Hirnstimulation in der Psychiatrie – Zur Weiterentwicklung einer neuen Therapie – 2017

Nr. 7: Zum Verhältnis von Medizin und Ökonomie im deutschen Gesundheitssystem – 8 Thesen zur Weiterentwicklung zum Wohle der Patienten und der Gesellschaft – 2016

Nr. 6: Sprache der Wissenschaft – Sprache der Politikberatung
Vermittlungsprozesse zwischen Wissenschaft und Politik – 2015

Nr. 5: Transplantationsmedizin und Organallokation in Deutschland: Probleme und Perspektiven – 2015

Nr. 4: Freiheit und Verantwortung der Wissenschaft: Rechtfertigen die Erfolgchancen von Forschung ihre potentiellen Risiken?
Dokumentation des Symposiums der Nationalen Akademie der Wissenschaften Leopoldina, der Deutschen Forschungsgemeinschaft und des Deutschen Ethikrates am 3. November 2014 in Halle (Saale) – 2015

Nr. 3: Die Synthetische Biologie in der öffentlichen Meinungsbildung. Überlegungen im Kontext der wissenschaftsbasierten Beratung von Politik und Öffentlichkeit – 2015

Nr. 2: Auf dem Wege zur perfekten Rationalisierung der Fortpflanzung? Perspektiven der neuesten genetischen Diagnostik. Dokumentation des Leopoldina-Gesprächs am 16. und 17. Februar 2013 in Halle (Saale) – 2014

Deutsche Akademie der Naturforscher Leopoldina e.V.
– Nationale Akademie der Wissenschaften –

Jägerberg 1
06108 Halle (Saale)
Tel.: (0345) 472 39-867
Fax: (0345) 472 39-919
E-Mail: politikberatung@leopoldina.org

Berliner Büro:
Reinhardtstraße 14
10117 Berlin

Die Leopoldina wurde 1652 gegründet und versammelt mit etwa 1500 Mitgliedern hervorragende Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler aus rund 30 Ländern. Sie ist der freien Wissenschaft zum Wohle der Menschen und der Gestaltung der Zukunft verpflichtet. Als Nationale Akademie Deutschlands vertritt die Leopoldina die deutsche Wissenschaft in internationalen Gremien und nimmt zu wissenschaftlichen Grundlagen politischer und gesellschaftlicher Fragen unabhängige Stellung. Hierzu erarbeitet sie unabhängige Expertisen von nationaler und internationaler Bedeutung. Die Leopoldina fördert die wissenschaftliche und öffentliche Diskussion, sie unterstützt wissenschaftlichen Nachwuchs, verleiht Auszeichnungen, führt Forschungsprojekte durch und setzt sich für die Wahrung der Menschenrechte verfolgter Wissenschaftler ein.

www.leopoldina.org